

2011
2012

Annales scientifiques

de la réserve de
Biosphère transfrontalière
Vosges du Nord - Pfälzerwald

Wissenschaftliches Jahrbuch

des grenzüberschreitenden
Biosphärenreservates
Pfälzerwald - Vosges du Nord



Biosphärenreservat
Pfälzerwald
Nordvogesen



SOMMAIRE

TOME / BAND 16 – 2011-2012

- Première observation en France de l'Ecrevisse calicot, *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) - COLLAS M., BEINSTEINER D., FRITSCH S., MORELLE S. & L'HOSPITALIER M. 18-36
- Die Forsthäuser in und um Speyerbrunn Baukulturelles Erbe und Symbol für die Kulturlandschaft Pfälzerwald - FINKBEINER J. 38-73
- Flusskrebse im Einzugsgebiet von Saarbach und Eppenbrunner Bach - Erfassung und grenzüberschreitender Schutz autochthoner Flusskrebsarten im Biosphärenreservat „Pfälzerwald – Vosges du Nord“ - IDELBERGER S., SCHLEICH S., OTT J. & WAGNER M. 74-98
- Wooge auf die Agenda des Biosphärenreservats ? Bedeutung, Bewertung und zukünftige Bewirtschaftung der prägenden Gewässer im Pfälzerwald - KOEHLER G., FREY W., HAUPTLORENZ H. & SCHINDLER H. 100-117
- Der Biosphärenturm - ein innovatives Alleinstellungsmerkmal zur Baumkronenforschung - LAKATOS M., WIRTH R., SPITZLEY P., LEDERER F. & BÜDEL B. 118-129
- Suivi de la mortalité routière de la faune le long de la route départementale reliant Bitche à Sarreguemines - MORELLE S. & GENOT J.-C. 130-143
- La conservation des arbres d'intérêt biologique dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord. Un premier bilan - PASCAL B. 144-153
- La réactualisation des ZNIEFF dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord - SCHEID C. 154-162
- Les plantes invasives dans les zones Natura 2000 du Parc naturel régional des Vosges du Nord. Evolution 2003-2010 - SCHEID C. & MORELLE S. 164-180
- Waldquellenmonitoring im Naturpark Pfälzerwald - WINTER M.-B. & SCHINDLER H. 182-212
- La perception des friches dans les Vosges du Nord : entre nature abandonnée et nature « déjà là » - WINTZ M. & DERSE F. 214-235
- Verbreitung und Bestandsentwicklung der Laichkraut-Hybriden *Potamogeton xvariifolius* und *P. xspathulatus* im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Vosges du Nord - WOLFF P. 236-247

Annales scientifiques
de la Réserve de Biosphère Transfrontalière
Vosges du Nord-Pfälzerwald

publiées sous la direction
de

Eric BRUA,

Directeur du Syndicat de Coopération
pour le Parc Naturel Régional des Vosges
du Nord

Maurice WINTZ,

Président du Conseil Scientifique du
Syndicat de Coopération pour le
Parc Naturel Régional des Vosges du
Nord

avec la collaboration du Verein
Naturpark Pfälzerwald, e.V., gestionnaire
de la partie allemande de la Réserve de
Biosphère transfrontalière

Tome 16 - 2011/2012

Parc naturel régional des Vosges du Nord
Maison du Parc
67290 La Petite-Pierre
www.parc-vosges-nord.fr
www.biosphere-vosges-pfalzerwald.org

Wissenschaftliches Jahrbuch des
grenzüberschreitenden Biosphärenreservates
Pfälzerwald-Vosges du Nord

veröffentlicht unter der Leitung
von

Eric BRUA,

Direktor des Zweckverbandes zur
Förderung des Regionalen Naturparks
Nordvogesen

Maurice WINTZ,

Vorsitzender des wissenschaftlichen
Beirates des Zweckverbandes zur För-
derung des Regionalen Naturparks
Nordvogesen,

unter Mitarbeit des Verein Naturpark
Pfälzerwald, e.V., Träger des deutschen
Teils des grenzüberschreitenden
Biosphärenreservates

Band 16 - 2011/2012

Parc naturel régional des Vosges du Nord
Maison du Parc
67290 La Petite-Pierre
www.parc-vosges-nord.fr
www.biosphere-vosges-pfalzerwald.org

Les « **Annales scientifiques de la Réserve de Biosphère transfrontalière Vosges du Nord-Pfälzerwald** » sont publiées par le Syndicat de Coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord, en relation avec le Naturpark Pfälzerwald, sous l'égide des deux Conseils Scientifiques. Elles sont ouvertes à tous les travaux scientifiques relatifs au milieu naturel (flore, faune, écosystèmes, influence de l'homme sur le milieu, etc.) dans le territoire du Parc naturel régional des Vosges du Nord et du Naturpark Pfälzerwald, auxquels ont été attribués en 1989 et en 1993 le label de « Réserve de Biosphère » par l'UNESCO ainsi qu'en 1998, le label de Réserve de Biosphère Transfrontalière Vosges du Nord-Pfälzerwald. La parution des Annales est en règle générale annuelle. Les articles peuvent être rédigés en français ou en allemand ; ils doivent être adressés avant le 31 décembre, pour publication dans le numéro de l'année suivante, au Secrétariat de Rédaction des Annales, Parc Naturel Régional des Vosges du Nord, 67290 LA PETITE PIERRE. Les articles sont examinés par le comité de lecture de la revue, qui peut requérir l'avis de personnes extérieures au comité. Celui-ci décide de l'acceptation ou non des manuscrits et des modifications à y apporter.

L'édition n°16 des Annales Scientifiques de la Réserve de Biosphère transfrontalière a été possible grâce au concours financier des Régions Alsace et Lorraine et du Ministère de l'Environnement, de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Viticulture et des Forêts de Rhénanie-Palatinat.



Le comité de rédaction est composé de :

Maurice WINTZ, Président du conseil scientifique du Syndicat de Coopération pour le Parc Naturel Régional des Vosges du Nord.

Yves MULLER, membre du conseil scientifique du Syndicat de Coopération pour le Parc Naturel Régional des Vosges du Nord.

Jean-Claude GENOT, chargé de la protection de la nature du Syndicat de Coopération pour le Parc Naturel Régional des Vosges du Nord.

Patricia BALCAR, Institut de Recherche en Ecologie Forestière et en Sylviculture de Trippstadt.

Das « **wissenschaftliche Jahrbuch des grenzüberschreitenden Biosphärenreservates Pfälzerwald-Vosges du Nord** » wird vom Zweckverband zur Förderung des Regionalen Naturparks Nordvogesen in Verbindung mit dem Naturpark Pfälzerwald und unter der Leitung und Aufsicht der beiden wissenschaftlichen Beiräte der Naturparks veröffentlicht. Es steht offen für alle wissenschaftlichen Arbeiten, die mit der natürlichen Umwelt im Gebiet des Regionalen Naturparks Nordvogesen und des Naturparks Pfälzerwald in Zusammenhang stehen (Flora, Fauna, Ökosysteme, Einfluss des Menschen auf die Umwelt, etc.). Die beiden Naturparke wurden 1989 (F) und 1993 (D) von der UNESCO als Biosphärenreservate anerkannt. 1998 schliesslich erhielten sie die Anerkennung als grenzüberschreitendes Biosphärenreservats Pfälzerwald-Vosges du Nord. Das wissenschaftliche Jahrbuch erscheint in der Regel jährlich. Die Artikel für die Ausgabe des darauffolgenden Jahres können auf Deutsch oder Französisch geschrieben werden ; sie sind vor dem 31. Dezember des laufenden Jahres beim «Secrétariat de Rédaction» der wissenschaftlichen, Jahrbücher, Parc Naturel Régional des Vosges du Nord, F-67290 LA PETITE PIERRE, einzureichen. Die Artikel werden vom Lektorenkomitee der Zeitschrift, das die Meinung von Personen ausserhalb des Komitees einholen kann, begutachtet. Dieses entscheidet über die Annahme der Manuskripte und über eventuelle Änderungen.

Die Ausgabe Nr.16 der wissenschaftlichen Jahrbücher des grenzüberschreitenden Biosphärenreservates war Dank der finanziellen Unterstützung der Regionen Elsass und Lothringen und des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten des Bundeslandes Rheinland-Pfalz möglich.



Das Redaktions-und Lektorenkomitee setzt sich zusammen aus :

Maurice WINTZ, Vorsitzender des wissenschaftlichen Beirates des Zweckverbandes zur Förderung des Regionalen Natuparks Nordvogesen.

Yves MULLER, Mitglied des wissenschaftlichen Beirates des Zweckverbandes zur Förderung des Regionalen Natuparks Nordvogesen.

Jean-Claude GENOT, Leiter des Bereiches « Natuschutz » beim Zweckverbandes zur Förderung des Regionalen Natuparks Nordvogesen.

Patricia BALCAR, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Trippstadt.

DIRECTIVES AUX AUTEURS

Les manuscrits doivent être envoyés en trois exemplaires, dactylographiés avec double interligne et marge de 5 cm sur une seule face de feuilles numérotées de papier standard. Les textes et les graphiques, figures, tableaux, photos (ne pas oublier que les documents doivent être conçus pour être imprimés en noir et blanc) peuvent être fournis sur CD-ROM ou par e-mail (jc.genot@parc-vosges-nord.fr). Le nom scientifique est requis lors de la première mention d'une espèce et doit être souligné. Les références placées dans le texte prennent la forme CALLOT (1991) ou (CALLOT, 1991), avec nom de l'auteur en majuscules et renvoient à une liste bibliographique finale arrangée par ordre alphabétique des noms d'auteurs. Lorsqu'une référence comporte plus de deux noms, elle est citée dans le texte en indiquant le premier nom suivi de *et al.* (abréviation de *et alii*) et de l'année, mais tous les noms d'auteurs doivent être cités dans la bibliographie. Dans celle-ci, les citations sont présentées comme dans les exemples suivants : CALLOT H. 1991. Coléoptères *Dytiscidae* des Vosges du Nord. *Ann. Sci. Rés. Bios. Vosges du Nord* 1 : 7-16 ou pour un livre : BOUCHARDY C. 1986. La loutre. Ed. Sang de la Terre. Paris. 174 p. Pour tout ouvrage, on indique l'éditeur et la ville d'édition ; s'il s'agit d'une thèse, rajouter « Thèse » avec la discipline et l'Université.

Dans la bibliographie, les noms scientifiques, ainsi que les noms de revue et les titres d'ouvrages seront imprimés en italique. L'auteur vérifiera l'exactitude des abréviations des noms de revue ; en cas de doute mentionner le nom entier de la revue. S'il y a moins de 5 références, elles peuvent être citées complètement dans le texte entre parenthèses sans mentionner le titre ; par ex. (CALLOT, 1991, *Ann. Sci. Rés. Bios. Vosges du Nord* 1 : 7-16). Aucune référence non mentionnée dans le texte ne doit figurer dans la bibliographie. Les notes infra-paginales sont à éviter ; les noms vernaculaires doivent comporter, comme les noms scientifiques, une majuscule à la première lettre du nom du genre et une minuscule au nom d'espèce (ex : le Faucon pèlerin), sauf nom de personne (ex : le Vespertillon de Daubenton) ou géographique (ex : le Sympétrum du Piémont) ou lorsqu'un adjectif précède le nom du genre (ex : le Grand Murin) ou encore lorsque le nom d'espèce ou de genre remplace le nom complet (ex : l'Effraie pour la Chouette effraie). Par contre les noms vernaculaires de groupe ne doivent pas comporter de majuscule (ex : les lycopodes) à la différence des noms scientifiques (ex : les Ptéridophytes). Les dates données en abrégé seront présentées de la façon suivante : 10.07.87.

Dans le texte, seuls les noms d'auteurs sont à écrire complètement en majuscules ; le reste, y compris les titres et lieux géographiques sera dactylographié en minuscules.

Un résumé d'une demi-page au maximum sera inclus pour les articles, avec traduction en allemand et anglais. L'adresse de l'auteur doit figurer au début sous le titre de l'article. Trente tirés-à-part sont offerts à l'auteur ou au groupe d'auteurs ainsi qu'un exemplaire de la publication.

ANWEISUNGEN FÜR DIE AUTOREN

Die Manuskripte müssen in drei Exemplaren eingesandt werden. Sie müssen mit doppeltem Zeilenabstand und einem Rand von 5 cm auf jeweils nur einer Seite auf nummerierten Blättern Standardpapier maschinengeschrieben sein. Die Texte und die Graphiken wurden mittels CD-ROM oder e-mail übersandt (jc.genot@parc-vosges-nord.fr). Bei der ersten Nennung einer Art wird der wissenschaftliche Name verlangt und muss (unterstrichen werden). Die im Text plazierten Bezugnahmen erhalten die Form CALLOT (1991) oder (CALLOT, 1991), mit den Namen des Autors in Groß (buchstaben und beziehen sich auf eine bibliographische Liste am Ende des Artikels, die alphabetisch nach den Namen der Autoren angelegt ist. Umfasst eine Bezugnahme mehr als zwei Namen, so wird sie im Text mit dem ersten Namen angeführt, auf den *et al.* (Abkürzung von *et alii*) und das Jahr folgen, aber alle Namen müssen in der Bibliographie genannt werden. In dieser werden die Zitate wie in folgenden Beispielen geschrieben : CALLOT H. 1991. Kolopteren *Dytiscidae* der Nordvogesen. *Ann. Sci. Rés. Bios. Vosges du Nord* 1 : 7-16 oder für ein Buch : BOUCHARDY C. 1986. La loutre. Ed. Sang de la Terre. Paris. 174 p. Für jedes Werk wird der Autor und die Stadt des Verlages angegeben. Handelt es sich um eine Doktorarbeit, muss man « Dissertation » mit der Disziplin und der Universität hinzufügen.

In der Bibliographie werden die wissenschaftlichen Namen sowie die Namen der Zeitschriften und die Titel der Werke in Schrägschrift gedruckt. Der Autor muss die Richtigkeit der Abkürzungen der Namen der Zeitschriften prüfen : Sollte es Zweifel geben, muss man den ganzen Namen der Zeitschrift anführen. Gibt es weniger als 5 Bezugnahmen, können sie ganz im Text in Klammern genannt werden, ohne den Titel anzuführen : Zum Beispiel : (CALLOT, 1991, *Ann. Sci. Rés. Bios. Vosges du Nord* 1 : 7-16). Eine im Text nicht erwähnte Bezugnahme darf in der Bibliographie niemals erscheinen. Anmerkungen am unteren Seitenrand sind zu vermeiden. Mit großem Anfangsbuchstaben geschrieben wird bei den deutschen Namen auch ein dem Artnamen vorgestelltes Adjektiv (z.B. Roter Milan). Abgekürzte Datumsangaben werden folgendermaßen geschrieben : 10.07.87.

Im Text werden nur die Namen der Autoren ganz mit Großbuchstaben geschrieben ; der Rest, auch die Titel und geographischen Bezeichnungen werden in Kleinbuchstaben (mit großem Anfangsbuchstaben) geschrieben.

Eine Inhaltsangabe von höchstens ziner halben Seite mit einer Übersetzung auf Französisch und auf Englisch wird den Artikeln angefügt. Die Adresse des Autors muss am Anfang unter dem Titel des Artikels stehen. Dreissig Abzüge und ein Exemplar der Publikation werden dem Autor oder der Autorengruppe offeriert.

Monsieur le Professeur Docteur-Ingénieur Gero Koehler †



Monsieur le Professeur Gero Koehler est décédé d'une longue et pénible maladie le 21 décembre 2011. Il était âgé de 71 ans.

Avec lui le Parc naturel du Pfälzerwald a perdu une personnalité qui a profondément formé et marqué le développement de la partie allemande de la réserve de biosphère Pfälzerwald- Vosges du Nord approuvée par l'UNESCO.

Pendant de nombreuses années, de 2000 à 2011, Gero Koehler a été président du conseil scientifique du Parc naturel : c'est grâce à son engagement infatigable qu'à cette époque le « concept de développement pour la partie allemande de la réserve de biosphère transfrontalière de l'UNESCO » a été élaboré et approuvé de façon unanime par les administrateurs de l'association du Parc naturel du Pfälzerwald.

En plus de cette fonction, Monsieur Koehler était un membre fondateur du comité de coordination franco-allemand pour la réserve de biosphère transfrontalière et participa régulièrement à ses réunions.

En tant que directeur de la partie « génie hydraulique et gestion des eaux » auprès de l'Université Technique de Kaiserslautern, situé dans le Pfälzerwald, Gero Koehler était personnellement intéressé par des projets concernant la protection des zones sensibles de la région. A ce titre il s'intéressait particulièrement à l'hydrologie des ruisseaux de la forêt du Palatinat et des Vosges du Nord. A titre d'exemple sur son orientation professionnelle et son intérêt pour la région, on peut mentionner le projet INTERREG III qu'il a réalisé : « Des eaux dans la réserve de biosphère comme espace naturel et domaine d'expérience avec l'exemple du Sauerbachtal-Sauer ». On peut mentionner également le projet de recherche « Evaluation écologique et développement des étangs dans la réserve de biosphère Pfälzerwald », promu par la fondation fédérale allemande pour l'environnement. Les travaux principaux de ce projet ont été réalisés par lui pendant sa retraite, et c'est pendant sa maladie qu'il a achevé le rapport final. La transmission de ce rapport a été effectuée « comme des adieux » quelques semaines seulement avant sa mort.

Les qualités de Gero Koehler étaient une grande compétence professionnelle et une argumentation calme, modeste et toujours pertinente dans les nombreuses réunions du conseil scientifique et du comité de coordination franco-allemand pour la réserve de biosphère transfrontalière.

Le Parc Naturel du Pfälzerwald et la réserve de biosphère transfrontalière ont perdu en la personne du Professeur Dr. Gero Koehler un scientifique responsable et engagé, un compagnon de route estimé et un homme aimable. Avec gratitude, nous pensons à son engagement pour notre et pour son « Pfälzerwald » et nous observons le chemin parcouru ensemble. Nous garderons de lui toujours un souvenir respectueux. Nous adressons toute notre sympathie à sa femme et ses deux filles.

Werner F. Dexheimer
Directeur du Parc naturel du Pfälzerwald

Prof. Dr.-Ing. Gero Koehler †



Im Alter von 71 Jahren ist am 21. Dezember 2011 Herr Prof. Dr. Gero Koehler nach langer, schwerer Krankheit verstorben.

Mit ihm hat der Naturpark Pfälzerwald eine Persönlichkeit verloren, die maßgeblich die Grundzüge der Entwicklung des deutschen Teils des UNESCO-Biosphären-reservats Pfälzerwald-Nordvogesen mit gestaltet und geprägt hat.

Über viele Jahre, von 2000 bis 2011, stand Gero Koehler dem wissenschaftlichen Beirat des Naturparks als Vorsitzender vor. Seinem unermüdlichen Einsatz ist es zu verdanken, dass in dieser Zeit das „Entwicklungskonzept für den deutschen Teil des grenzüberschreitenden UNESCO-Biosphärenreservats erarbeitet und durch ein-stimmigen Beschluss der Mitgliederversammlung des Trägervereins Naturpark Pfälzerwald e.V. verabschiedet wurde.

Darüber hinaus war Gero Koehler in dieser Funktion geborenes Mitglied im deutsch-französischen Lenkungsausschuss für das Biosphärenreservat, an dessen Sitzungen er regelmäßig teilnahm.

Als Leiter des Fachgebiets „Wasserbau und Wasserwirtschaft“ an der im Pfälzerwald liegenden „Technischen Universität Kaiserslautern“ galt das besondere Interesse von Gero Köhler schutzgebietsbezogenen Projekten in der Region. Seine fachlichen Schwerpunkte lagen dabei vor allem in der Hydrologie kleiner Fließgewässer im Pfälzerwald und den Nordvogesen. Stellvertretend für seine fachliche Ausrichtung und sein Interesse an der Region seien hier das grenzüberschreitend von ihm durchgeführte INTERREG III Projekt „Gewässer im Biosphärenreservat als grenzüberschreitender Natur- und Erlebnisraum am Beispiel Sauerbachtal - Sauer“ angeführt sowie das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte Forschungsvorhaben „Ökologische Bewertung und Entwicklung der Wooge im Biosphärenreservat Pfälzerwald“. Die wesentlichen Arbeiten an diesem Projekt realisierte er „als Pensionär“; die Fertigstellung des Schlussberichtes übernahm er während seiner Krankheit. Die Überreichung des Berichtsbandes „als Abschied“ erfolgte wenige Wochen vor seinem Tod.

Eine große Fachkompetenz und die stets ruhige, bescheidene und sachbezogene Argumentation waren die wesentlichen Eigenschaften die Gero Koehler in unzähligen Sitzungen des wissenschaftlichen Beirats und des deutsch-französischen Lenkungsausschusses für das Biosphärenreservat eingebracht hat.

Der Naturpark Pfälzerwald und das grenzüberschreitende Biosphärenreservat haben mit Prof. Dr. Gero Koehler einen verantwortungsbewussten und engagierten Wissenschaftler, einen hochgeschätzten Weggefährten und einen liebenswerten Menschen verloren. Voller Dankbarkeit blicken wir auf sein Engagement für unseren und seinen „Pfälzerwald“ und den gemeinsam gegangenen Weg zurück. Wir werden ihm immer ein ehrendes Andenken bewahren. Unser Mitgefühl gilt seiner Frau und seinen beiden Töchtern.

Werner F. Dexheimer
Geschäftsführer Naturpark Pfälzerwald e.V.

EDITO

Ce 16ème volume des Annales scientifiques dresse une nouvelle fois un panorama de l'état récent des connaissances portant sur certains aspects thématiques ou géographiques du territoire de la réserve de la biosphère transfrontalière. Le caractère pluridisciplinaire des contributions permet un éclairage particulièrement intéressant de ce territoire en participant à la connaissance, non seulement de ses caractéristiques écologiques, mais également des interactions concrètes entre les écosystèmes et les acteurs sociaux.

Les zones humides, qui comme dans de nombreux autres territoires représentent un enjeu extrêmement important, font l'objet d'une attention particulière aussi bien du point de vue naturaliste que de celui des sciences sociales. La connaissance précise des biotopes comme les anciens étangs, les sources, les rivières ou les fonds de vallées et de leur évolution constitue souvent un élément important pour leur préservation ou leur restauration.

Des éléments de connaissance tels que l'actualisation des inventaires ZNIEFF, le suivi des arbres d'intérêt biologique, de la mortalité animale liée aux routes, des plantes invasives peuvent fournir des aides précieuses pour une gestion écologique du territoire.

Espérons que ces Annales, au-delà de leur intérêt scientifique, contribueront plus largement à la prise de conscience des enjeux de préservation d'un certain nombre de milieux remarquables de notre territoire.

Maurice Wintz

Président du Conseil scientifique
du Syndicat de Coopération pour
le Parc naturel régional des Vosges du Nord

VORWORT

Auch in diesem 16. Band des wissenschaftlichen Jahrbuches wird auf aktuellem Stand des Wissens ein Überblick zu verschiedenen thematischen und geographischen Aspekten des grenzüberschreitenden Biosphärenreservates gegeben. Der interdisziplinäre Charakter der Beiträge erlaubt es, dieses Gebiet besonders gründlich zu durchleuchten und zur Kenntnis nicht nur seiner ökologischen Merkmale, sondern auch der konkreten Interaktionen zwischen diesen Ökosystemen und den sozialen Akteuren beizutragen.

Den auch andernorts sehr wichtigen Feuchtgebieten wurde ein besonderes Augenmerk geschenkt, sowohl vom naturwissenschaftlichen als auch vom sozialwissenschaftlichen Standpunkt aus betrachtet. Die genauen Kenntnisse der Biotope, wie den alten Teichen, Quellen, Bächen oder Talmulden und ihre Entwicklung stellen oft ein wichtiges Element für ihre Erhaltung oder Wiederherstellung dar. Wissenselemente wie die Aktualisierung der Inventare besonders schützenswerter Zonen, eine Studie über biologisch bedeutsame Bäume, die Todesrate der dem Straßenverkehr zum Opfer gefallenen Tiere, oder über invasive gebietsfremde Pflanzen können eine wertvolle Hilfe für die ökologische Bewirtschaftung des Naturparks darstellen.

Wollen wir hoffen, dass dieses Jahrbuch über seine wissenschaftliche Bedeutung hinaus ganz allgemein weitere Kreise auf die Wichtigkeit und die Probleme der Erhaltung einiger bemerkenswerter Biotope unseres Gebietes aufmerksam macht.

Maurice Wintz

Präsident des Wissenschaftsrates
des Zweckverbandes zur Förderung des
Regionalen Naturparks Nordvogesen

COMPOSITION DU CONSEIL SCIENTIFIQUE DU SYNDICAT DE COOPERATION POUR LE PARC NATUREL REGIONAL DES VOSGES DU NORD

- Maurice WINTZ, *sociologie, président du conseil*, wintz@umb.u-strasbg.fr - Université de Strasbourg - Institut d'urbanisme et d'aménagement régional - 22 rue R. Descartes - 67084 Strasbourg Cedex
- Noël BARBE, *ethnologie*, barbe@ivry.cnrs.fr - DRAC Franche-Comté - 7 rue Charles Nodier - 25043 Besançon Cedex et Laboratoire d'Histoire et d'Anthropologie sur l'Institution de la Culture - UMR 2558 Culture - CNRS Paris,
- Max BRUCIAMACCHIE, *écosystèmes forestiers*, max.bruciamacchie@engref.agroparistech.fr - AGroParisTech - 14 rue Girardet - 54052 Nancy Cedex,
- Marc COLLAS, *milieux aquatiques*, marc.collas@onema.fr - ONEMA - Délégation régionale de Metz - 74 rue Nicole de Finance - 88260 Thuillières,
- Jean-Jacques GROSS, *géographie*, jac.gross@noos.fr - Université de Strasbourg Faculté de Géographie et d'Aménagement - 3 rue de l'Argonne - 67000 Strasbourg,
- Colette MECHIN, *ethnologie*, colette.mechin@misha.fr - Université de Strasbourg Faculté des Sciences Sociales - Pratiques Sociales et Développement - 22 rue René Descartes - BP 80010 - 67084 Strasbourg Cedex
- Yves MULLER, *ornithologie*, y.miller@ac-nancy-metz.fr - La Petite Suisse - 57230 Eguelshardt
- Annik SCHNITZLER, *écologie forestière*, schnitz@univ-metz.fr - Université de Metz - Laboratoire Biodiversité & Fonctionnement des Ecosystèmes Campus Bridoux - Avenue du Général Delestraint - 57070 Metz Cedex
- Francis KERN, *économie soutenable, économie sociale et solidaire*, fkern@unistra.fr - Université de Strasbourg (UDS) BETA (Bureau d'économie théorique et appliquée) - 61 avenue de la Forêt Noire - 67085 Strasbourg Cedex
- Michèle TREMOLIERES, *écologie des milieux alluviaux*, tremolie@unistra.fr - Université de Strasbourg LHYGES (Laboratoire d'hydrologie et de géochimie de Strasbourg) - 1 rue Blessig - 67084 Strasbourg Cedex
- Marie-Pierre CAMPROUX, *droit de l'environnement, droit privé*, m.camproux@unistra.fr - Université de Strasbourg Centre de droit de l'environnement/CEIE - 11 rue du Maréchal Juin - 67046 Strasbourg Cedex
- Eric ALBISSER, *architecture bioclimatique, étalement urbain*, ealbisser.archi@orange.fr - Architecte urbaniste et enseignant à l'ENSAS - 39, rue du Faubourg de Saverne - 67000 Strasbourg

CONTENT

TOME / BAND 16 – 2011-2012

- First observation of *Orconectes immunis* (Hagen, 1870), calico crayfish - COLLAS M., BEINSTEINER D., FRITSCH S., MORELLE S. & L'HOSPITALIER M. 18-36
- The forester's houses in and around Speyerbrunn Architectural heritage and symbol for the cultural landscape of the Palatinate Forest - FINKBEINER J. 38-73
- Crayfish in the drainage basin of the Saar and Eppenbrunner rivers - Capture and cross-border protection of the native crayfish in the biosphere reserve of the "Palatinate Forest-Northern Vosges" - IDELBERGER S., SCHLEICH S., OTT J. & WAGNER M. 74-98
- Stagnant waters on the agenda of the biosphere reserve? Significance, assessment and future management of the formative waters in the Palatinate Forest - KOEHLER G., FREY W., HAUPTLORENZ H. & SCHINDLER H. 100-117
- The biosphere tower - an innovative unique characteristic for canopy research - LAKATOS M., WIRTH R., SPITZLEY P., LEDERER F. & BÜDEL B. 118-129
- Monitoring of wildlife mortality due to traffic on the road between Bitche and Sarreguemines - MORELLE S. & GENOT J.-C. 130-143
- Assessment of the measure in favour of trees of biological interest in the Regional Natural Park of the Northern Vosges - PASCAL B. 144-153
- The updating of the ZNIEFF (Natural areas of ecological, fauna and flora interests) in the Regional Natural Park of the Northern Vosges - SCHEID C. 154-162
- Invasive plants in the Natura2000 zones of the Regional Natural Park of Northern Vosges. Evolution 2003-2010 - SCHEID C. & MORELLE S. 164-180
- Monitoring of forest springs in the nature park of the Palatinate Forest - WINTER M-B. & SCHINDLER H. 182-212
- The perception of fallow lands in Northern Vosges : between abandoned nature and nature "that is already there" - WINTZ M. & DERSE F. 214-235
- Dissemination and development of the pondweed hybrids *Potamogeton xvariifolius* and *P. xspathulatus* in the biosphere reserve of the Palatinate Forest and Northern Vosges - WOLFF P. 236-247

INHALT

TOME / BAND 16 – 2011-2012

- Erste Beobachtung von *Orconectes immunis* (Hagen, 1870), dem Kalikokrebs - COLLAS M., BEINSTEINER D., FRITSCH S., MORELLE S. & L'HOSPITALIER M. 18-36
- Les maisons forestières à Speyerbrunn et environs. Patrimoine culturel et symbole du paysage culturel de la forêt du Palatinat - FINKBEINER J. 38-73
- Les écrevisses dans le bassin versant des ruisseaux du Saarbach et de l'Eppenbrunner Bach. Inventaire et protection transfrontalière des écrevisses autochtones dans la réserve de la biosphère « Pfälzerwald- Vosges du Nord » - IDELBERGER S., SCHLEICH S., OTT J. & WAGNER M. 74-98
- Les étangs à l'ordre du jour de la réserve de la biosphère ? Importance, évaluation et gestion future des cours d'eaux principaux de la forêt du Palatinat - KOEHLER G., FREY W., HAUPTLORENZ H. & SCHINDLER H. 100-117
- La tour de la biosphère, une installation unique pour la recherche sur les couronnes des arbres LAKATOS M., WIRTH R., SPITZLEY P., LEDERER F. & BÜDEL B. 118-129
- Erfassung verkehrstoter Tiere entlang der neuen Verbindungsstraße zwischen Bitche und Sarreguemines - MORELLE S. & GENOT J.-C. 130-143
- Bilanz der Fördermaßnahmen für Bäume besonderer biologischer Bedeutung im regionalen Naturpark der Nordvogesen - PASCAL B. 144-153
- Reaktualisierung der ZNIEFF im Regionalen Naturpark der Nordvogesen SCHEID C. 154-162
- Invasive Pflanzen in den als Natura 2000 ausgewiesenen Gebieten des Regionalen Naturparks der Nordvogesen. Entwicklung 2003 – 2010 - SCHEID C. & MORELLE S. 164-180
- Monitoring des sources forestières dans le Parc naturel de la forêt du Palatinat - WINTER M-B. & SCHINDLER H. 182-212
- Die Wahrnehmung der Brachen in den Nordvogesen : zwischen aufgegebener und „schon dagewesener“. Natur - WINTZ M. & DERSE F. 214-235
- Distribution et développement des peuplements des hybrides du potamot *Potamogeton x variifolius* und *P. x spathulatus* dans la réserve de biosphère Pfälzerwald- Vosges du Nord WOLFF P. 236-247

Première observation en France de l'Écrevisse calicot, *Orconectes immunis* (Hagen, 1870)

Marc COLLAS (1) , Dominique BEINSTEINER(1), Sophie FRITSCH (1),
Sébastien MORELLE (2) & Marie L'HOSPITALIER (2)

(1) Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

Délégation interrégionale Alsace, Lorraine, Champagne Ardenne 23 rue des Garennes 57155 MARLY

(2) Syndicat de Coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord

Maison du Parc 67290 LA PETITE-PIERRE

Résumé :

Depuis la fin du XIX^e siècle, la distribution des écrevisses en France a connu de profonds bouleversements, notamment suite au passage de la « peste des écrevisses », pathologie qui est apparue en Italie en 1860 et qui a décimé les écrevisses natives à travers toute l'Europe. L'introduction d'écrevisses allochtones en provenance essentiellement du continent nord-américain, destinées à remplacer les écrevisses européennes, a irrémédiablement modifié le paysage astacologique français et européen.

Désormais, au niveau national la situation des écrevisses montre deux tendances opposées qui se traduisent par la forte expansion des espèces exotiques et le recul des espèces natives.

La faune astacologique observée sur le territoire national compte désormais trois espèces natives et six espèces allogènes. L'écrevisse calicot (*Orconectes immunis*) est ainsi observée en France pour la première fois en 2010, dans le département du Bas-Rhin, sur le bassin de la Moder. Les circonstances de son introduction dans le périmètre du Parc naturel régional des Vosges du Nord sont méconnues, mais il semble que les populations situées en Allemagne sur le bassin du Rhin soient à l'origine de cette découverte.

Zusammenfassung :

Seit Ende des 19. Jahrhunderts sind die Flusskrebse in Frankreich existentiell bedroht, vor allem durch die „Flusskrebsepeste“. Diese Krankheit trat zum ersten Mal 1860 in Italien auf und hat seither die einheimischen Flusskrebse in ganz Europa stark dezimiert. Die Einbringung fremder Flusskrebse, namentlich aus Nordamerika, die die europäischen Flusskrebse ersetzen sollten, hat die Landschaft der Flusskrebse in Frank-

reich und Europa unwiderruflich verändert. Es zeigen sich jetzt in diesem Land an Hand der starken Ausbreitung der fremden Flusskrebse und des Rückgangs der einheimischen zwei gegenläufige Tendenzen.

Die in Frankreich beobachteten Flusskrebse umfassen drei einheimische Arten und sechs allogene Arten. Der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) wurde 2010 zum ersten Mal auf Staatsgebiet im Bas-Rhin im Moderbecken beobachtet. Unter welchen Umständen dieser in das Gebiet des Naturschutzparks der Nordvogesen gelangt ist, ist unbekannt. Es hat aber den Anschein, dass sich die in Deutschland im Rheinbecken lebenden Kalikokrebse dorthin ausgebreitet haben.

Summary :

Since the late 19th century, the distribution of crayfish in France has undergone significant changes, in particular as result of the “crayfish plague”, a condition that appeared in Italy in 1860 and that decimated all native crayfish throughout Europe. The introduction of non-native crayfish, coming mainly from the North American continent and intended for the replacement of European crayfish, has forever changed the crayfish scientific landscape in France and Europe.

Since then, at national level, the crayfish situation displays two opposite trends that result in the strong expansion of exotic species and the decline of native species.

The crayfish fauna observed in the country now includes three native species and six non-native species. The calico crayfish (*Orconectes immunis*) was thus first observed in France in 2010, in the Bas-Rhin department, in the basin of the Moder. The circumstances of its introduction in the perimeter of the Regional Natural Park of the Northern Vosges are unknown, but it seems that the populations located in Germany in the Rhine basin are responsible for this discovery.

Mots clés : Ecrevisse, espèce exotique *Orconectes immunis*, répartition, France, Vosges du Nord, Rothbach.

Introduction

Au cours du mois d'août 2010 et à l'occasion de prospections sur le cours d'eau le Rothbach, affluent de la Moder et sous-affluent du Rhin, sur le territoire de la commune de Lichtenberg (07°30'480"E; 48°55'163"N) dans le département du Bas-Rhin, un sujet mâle d'écrevisse identifié comme *Orconectes immunis* a été capturé par Sébastien MORELLE et Marie L'HOSPITALIER, techniciens du Syndicat de coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord.

Cette observation a rapidement été confirmée et les enquêtes de terrain réalisées par l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA), démontrent que l'espèce peut être

 [Sommaire](#)

[Article](#) 

considérée comme naturalisée. En effet, des investigations complémentaires, réalisées au cours de l'été et de l'automne 2010 permettent de caractériser la population et de définir une première répartition de l'espèce sur le bassin du Rothbach.

Il s'agit de la première observation de cette espèce en France. Après la découverte d'*Orconectes juvenilis* en 2005 dans le département du Doubs (COLLAS *et al.*, 2007 ; CHU-CHOLL & DAUDEY, 2008), la faune astacologique française compte désormais 3 espèces indigènes (*Astacus astacus*, *Austropotamobius pallipes*, *Austropotamobius torrentium*) et 6 espèces introduites en milieu naturel (*Orconectes limosus*, *Astacus leptodactylus*, *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, *Orconectes juvenilis* et enfin *Orconectes immunis*). Cette espèce est également appelée « écrevisse calicot ».

Nous présentons ici la synthèse des opérations et des observations menées au cours de l'année 2010.

1. Présentation du Rothbach

Le Rothbach fait partie du bassin versant de la Moder, sur le bassin du Rhin. Il prend sa source dans les Vosges du Nord (département du Bas-Rhin), dans le périmètre du Parc naturel régional des Vosges Nord, à une altitude de 285 mètres, sur grès vosgien et conflue 21 kilomètres plus en aval avec la Moder, au niveau de Pfaffenhoffen. Il constitue l'affluent le plus important de la zone amont (Figure 1).



Figure 1 : Localisation du site d'étude - le Rothbach.

1.1 Rothbach et Directive Cadre sur l'Eau

Le Rothbach possède des eaux légèrement acides et faiblement minéralisées sur sa partie supérieure, qui s'écoulent sans grosses variations saisonnières de débit, dans un lit mineur où le sable constitue le substrat dominant. Les activités anthropiques (rejets domestiques...)

contribuent à un enrichissement du milieu et à une dégradation de la qualité des eaux.

Le bassin fait l'objet d'aménagements divers (prises d'eau, barrages, seuils et étangs). La présence de différents ouvrages hydrauliques et la réalisation de travaux anciens induisent une altération de la qualité physique du cours d'eau.

Au titre de la Directive Cadre sur l'Eau, le Rothbach fait partie du bassin élémentaire de la Moder, on distingue deux masses d'eau :

- **Rothbach 1** (CR161) : de la source jusqu'à l'aval de la commune de Rothbach, l'atteinte du bon état est prévue en 2015 mais le paramètre hydromorphologie constitue le facteur pénalisant. Nos observations portent sur cette partie de cours d'eau.
- **Rothbach 2** (CR162) : de la commune de Rothbach jusqu'à la confluence avec la Moder ; l'objectif de bon état est reporté en 2027 en raison d'une qualité physico-chimique non satisfaisante.

1.2 Natura 2000

Le Rothbach présente un grand intérêt écologique et fait partie du site Natura 2000 « Haute-Moder et affluents ». Le site Natura 2000 « Haute-Moder et affluents » (FR4201795) se situe à cheval entre les départements de la Moselle (57) et du Bas-Rhin (67) dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord. Ce vaste site recouvre l'ensemble des fonds de vallées et vallons du haut bassin de la Moder. Il s'étend sur 33 communes, 280 kilomètres de cours d'eau et occupe une superficie de 4000 hectares. Il contient l'amont des cours d'eau suivants : Moder, Rothbach, Zinsel du Nord, Falkensteinbach et Schwartzbach, ainsi que l'ensemble de leurs petits affluents. Il présente une large mosaïque d'habitats naturels humides : prairies, friches à hautes herbes, roselières, saulaies et forêts alluviales.

Le haut bassin de la Moder présente un chevelu de ruisseaux et de rivières caractérisés par des eaux claires et oxygénées sur lit de graviers, de sable et de limons. La Moder et ses affluents ont ainsi conservé une faune et une flore aquatiques sensibles à la qualité de l'eau. Le bassin de la Moder est l'une des rares stations nationales de la libellule Gomphe serpentin (*Ophiogomphus cecilia*) et de la moule d'eau douce *Unio crassus*. Les autres espèces d'intérêt communautaire sont deux poissons : le Chabot (*Cottus gobio*) et la Lamproie de Planer (*Lampetra planeri*).

2. Méthodologie

Les méthodes d'échantillonnage et de prospection classiquement employées pour l'étude de la dynamique des populations de poissons rencontrent des difficultés supplémentaires liées à la biologie et au comportement particulier des écrevisses.

2.1 Prospection astacicole

Plusieurs techniques permettent d'échantillonner les populations d'écrevisses. Celles-ci peuvent être employées avec plus ou moins de succès suivant le biotope prospecté ou l'espèce recherchée. Dans tous les cas, l'efficacité de ces pêches est directement liée au comportement de l'écrevisse et à son degré d'activité, au moment de la prospection.

Si ce paramètre conditionne largement les résultats, il est également démontré que chacune des méthodes utilisées pour échantillonner les populations d'écrevisses présente des avantages et des limites (TROUILHE, 2006).

Trois méthodes ont donc été utilisées au cours de cette étude :

- la prospection de nuit, à la main,
- la pêche à l'électricité,
- la pose de nasses.

2.1.1. Technique de pêche à la main, de nuit

Dans le cas de cours d'eau de faible largeur (inférieure à 3 m.) et de faible profondeur (inférieure à 0,30 m.), il est possible de prospecter le cours d'eau à la main. La méthodologie est la suivante : les opérateurs, munis de lampes électriques, progressent de l'aval vers l'amont en prospectant le fond et les berges du cours d'eau. Les écrevisses, espèces grégaires aux mœurs nocturnes sont facilement et rapidement détectées dans les cours d'eau peu profonds aux eaux claires.

Les animaux sont capturés pendant leur phase d'activité (déplacement) ou lorsqu'ils se dissimulent dans leurs abris (sous les pierres, terriers, végétation...). La prospection et l'échantillonnage sont très lents de manière à capturer/observer le maximum de sujets. De petites épuisettes peuvent également être utilisées.

Deux prospections nocturnes ont été organisées le 21 septembre et 25 octobre 2010 (Figure 2).

Stations échantillonnées	Dates
Points n°1 et 2	21/09/2010 : Rothbach Linéaire prospecté : 150 m.
Point n° 5	25/10/2010 : Etang

Tableau 1 : Localisation des sites prospectés de nuit.

2.1.2. Technique de pêche à l'électricité

Les cours d'eau de faible largeur sont échantillonnés à pied au moyen d'une anode et

d'une à deux épuisettes. Les opérations de pêche à l'électricité sont réalisées en utilisant la méthode dite de pêche en continu, à pied.

Matériel utilisé : l'appareil utilisé pour la réalisation des pêches à l'électricité est un matériel portable du type Martin-pêcheur (Dream électronique). Le porteur du matériel dirige les opérations en balayant la lame d'eau à l'aide d'une anode. Il est accompagné par un ou deux porteurs d'épuisettes, qui sont chargés de capturer les poissons ou les écrevisses qui entrent dans le champ électrique.

Cette méthode a été utilisée dans le plan d'eau correspondant au point n°5, au lieu-dit « Affenfels », la pêche a eu lieu en date du 8 novembre 2010 (Figure 2).

2.1.3. Technique de pêche aux nasses

Le suivi sur le Rothbach a nécessité la pose de 39 nasses posées entre le 19 octobre 2010 et le 9 novembre 2010 (5 nuits). Au total 7 sites, comprenant 2 plans d'eau et 5 stations sur le cours du Rothbach, ont été échantillonnés à l'aide de ces matériels qui étaient appâtés (Figure n°2). Les nasses étaient posées la veille, et relevées le lendemain, le temps de pose correspondait en général à 12 heures.



Le modèle utilisé est la nasse finlandaise, à double entrée. D'une longueur de 70cm, les mailles sont rectangulaires (40mm*11mm).

Stations échantillonnées	Coordonnées	Site	Dates	Nbre de nasses
Point n°1	N 48.92379 E 007.51279	Rothbach	18/10/2010	4
Point n°2	N 48.92417 E 007.51197	Rothbach		1
Point n°3	N 48.92624 E 007.50704	Rothbach		5
Point n°4	N 48.92791 E 007.50373	Rothbach	19/10/2010	4
Point n°5	N 48.93011 E 007.50282	Etang	21/10/2010	3
Point n°6	N.48.93266 E 007.49607	Rothbach		4
Point n°7	N 48.93343 E 007.49440	Rothbach		3
Point n°5		Etang	7/11/2010	5
Point n°7 Bis	N 48.93378 E 007.49297	Etang	8/11/2010	5

Tableau 2 : Plan d'échantillonnage et sites prospectés par nasses.

2.1.4. Informations recueillies

À l'issue de chaque pêche les informations suivantes ont été recueillies :

- la liste des espèces capturées,
- la taille individuelle des poissons et des écrevisses,
- les blessures apparentes et l'état général des animaux,
- l'effectif capturé par espèce,
- la biomasse par espèce obtenue soit par mesure directe (écrevisses), soit par estimation à partir de relations taille/poids adaptées (poissons),
- des éléments d'appréciation de l'effort de pêche (surface prospectée, temps de pêche, nombre de passage...).

En outre, des renseignements relatifs à l'environnement sont également notés et concernent la description de la station, du lit mineur, du substrat, de la végétation aquatique...



Figure 2 : Plan d'échantillonnage par différentes méthodes sur le Rothbach - Commune de Lichtenberg.



Point n°5 : Plan d'eau où est réalisé l'échantillonnage par pêche à l'électricité (photo de Sophie Fritsch).

3. Résultats

Les investigations menées au cours de l'année 2010 permettent de caractériser l'état des populations d'*Orconectes immunis* sur le bassin du Rothbach (Figure 3).

3.1. Résultat des prospections nocturnes et des captures par nasses

Les deux prospections nocturnes ont permis d'observer l'espèce sur le cours du Rothbach aux points 1 et 2, Elles ont également permis une première observation de l'espèce dans le plan d'eau n°5. Les observations d'écrevisses par cette méthode sont toutefois restées très ponctuelles et n'ont pas permis de fixer des limites précises de répartition. Il a donc été nécessaire de pratiquer des piégeages nocturnes par nasse.

La pose de nasses, 39 au total, en différents points et milieux (cours d'eau et plans d'eau) a permis la capture de 31 écrevisses (25 mâles et 6 femelles). L'espèce est observée dans deux plans d'eau (points 5 et 7 bis).

L'essentiel de cet échantillon a toutefois été capturé dans le plan d'eau n°5, avec 21 sujets capturés le 8/11/2010.

S'agissant des piégeages par nasse sur le Rothbach, l'espèce a uniquement été observée en aval du point n°5, soit sur une distance approximative d'un kilomètre. L'absence de prospections plus en aval ne permet cependant de fixer la limite de répartition en aval.

L'ensemble des prospections permet de définir une première carte de répartition. Celle-ci permet de constater que l'espèce est présente dans le plan d'eau 7 bis, alors qu'elle n'est pas capturée sur le Rothbach, juste à l'aval (points 6 et 7). Elle cohabite dans ce plan d'eau avec l'écrevisse américaine, *Orconectes limosus* (un mâle capturé le 9/11/2010).



Figure 3 : Carte de répartition d'*Orconectes immunis* sur le bassin du Rothbach suite aux investigations réalisées en 2010.

3.2. Résultat de la pêche à l'électricité

La pêche à l'électricité s'est déroulée le 8 novembre 2010, les opérateurs ont procédé à une prospection qui s'est portée sur les berges du plan d'eau n°5, elle a permis la capture de 95 écrevisses.

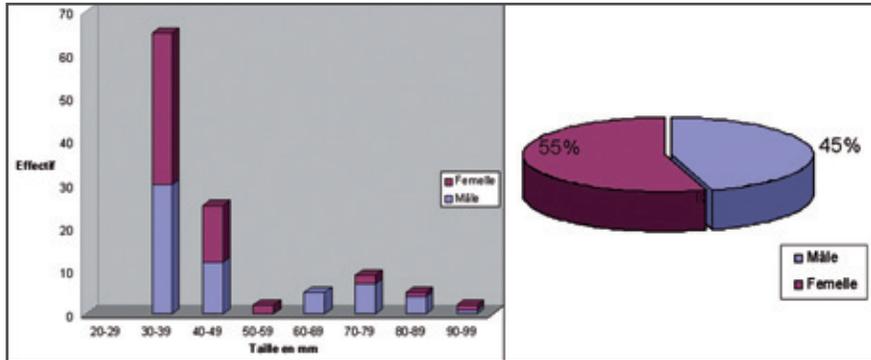


Figure 4 : Histogramme de taille et sex-ratio des captures dans le plan d'eau n°5 par pêche à l'électricité et pêche par nasse le 8/11/2010.

L'échantillon capturé par pêche à l'électricité dans le plan d'eau n°5 est composé de 42 mâles (45%) et 51 femelles (55%), il se caractérise par une forte proportion de juvéniles de la classe d'âge 0+ (30 à 50 mm). Les écrevisses sont essentiellement capturées à proximité des berges, dans le tapis de feuilles mortes ou dans les végétaux aquatiques immergés.

Enfin, une prospection rapide à l'aval immédiat du rejet du plan d'eau permet également de capturer 2 juvéniles d'écrevisses (44 et 41 mm), mettant en évidence la communication entre le plan d'eau et le cours d'eau.



Résultat des captures par pêche à l'électricité au point n°5. On distingue plusieurs juvéniles de couleur bleue (photo Sophie Fritsch).

3.3. Cumul des résultats de prospection

Si l'on cumule les captures par nasses et par pêche à l'électricité (figure 4) réalisées au point n°5, on obtient un échantillon composé de 59 mâles et 57 femelles et un sex-ratio qui s'équilibre. On remarque également que l'essentiel des grands sujets (taille supérieure à 60 mm.) est capturé à l'aide des nasses qui ont été posées la veille (21 individus). Une seule écrevisse adulte (femelle de 87 mm.) est capturée par pêche à l'électricité.

C'est au point n°5 que la densité d'écrevisses est la plus importante, l'espèce s'y reproduit et on peut observer deux cohortes distinctes (juvéniles de l'année en grand nombre et individus reproducteurs). Cette observation laisse supposer, en l'état des connaissances acquises au cours des opérations, que ce plan d'eau pourrait constituer le point d'introduction de l'écrevisse calicot sur le bassin du Rothbach.

4. Présentation d'*Orconectes immunis*

4.1. Origine et répartition

Originaire de la côte est des Etats-Unis, *Orconectes immunis* fait l'objet d'une large répartition sur le continent nord-américain. Sa répartition géographique aux États-Unis est présentée par HOBBS & JASS (1988). Elle s'étend du Colorado à la Nouvelle-Angleterre où on la rencontre dans six états. L'espèce est aussi présente dans l'état de New York, le Michigan, le Wisconsin et le Minnesota, à travers l'Iowa, l'Illinois, l'Indiana et dans certains bassins versants du Kentucky, du Tennessee, de l'Oklahoma, du Kansas, du Nebraska, et des deux Dakota (DUBE & DESROCHES, 2007).

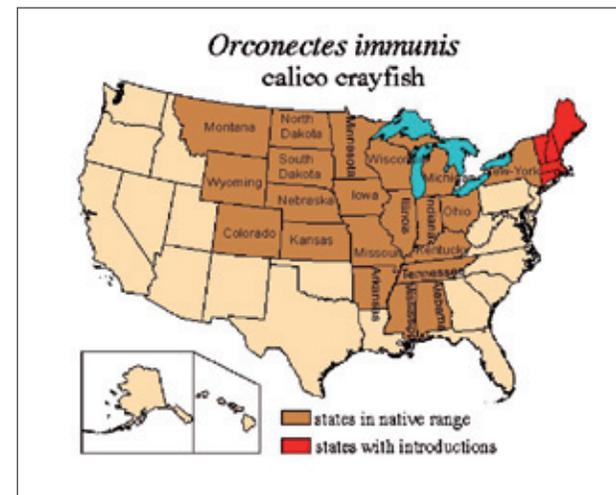


Figure 5 : répartition d'*Orconectes immunis* aux Etats-Unis
Source : <http://nas.er.usgs.gov/>

Orconectes immunis est censée avoir été introduite dans plusieurs états de la Nouvelle-Angleterre, dont le Massachusetts, le New Hampshire, Rhode Island et le Vermont (Figure 5).

Au Canada, *Orconectes immunis* est signalée dans les Provinces du Manitoba, de l'Ontario et du Québec (DUBE & DESROCHES, 2007). Sa situation naturelle est difficile à évaluer en raison de nombreuses introductions et de données naturalistes manquantes.

Il semble qu'à la faveur de l'utilisation de cette écrevisse comme appât vivant pour la pêche, certains animaux vivants utilisés puis relâchés dans les lacs et les rivières des Etats-Unis et du Canada sont à l'origine d'une extension de son aire de répartition. L'industrie des appâts vivants en seau est considérée comme un vecteur essentiel d'introduction de différentes espèces d'écrevisses (DISTEFANO *et al.*, 2009).

A ce sujet, DUBE & DESROCHES (2007) signalent que l'élevage de cette espèce était recommandé dans les années cinquante pour rentabiliser la production de poissons-appâts en étangs artificiels dans l'état de New York (FORNEY, 1956), où elle est très répandue. Sa taille s'avère idéale pour servir d'appât pour la pêche. Encore de nos jours, ce serait la seule espèce faisant l'objet d'élevage aux États-Unis (HUNER, 1986), du moins d'une manière intensive.

4.2. Répartition en Europe

La première observation de cette espèce en Europe a été réalisée en Allemagne. Il existe cependant une incertitude sur son apparition : GELMAR *et al.*, (2006) signalent une observation de cette espèce dès 1993 alors que DEHUS *et al.* (1999), indiquent la découverte en 1997 d'un seul individu, dans un petit canal dans la haute vallée du Rhin près de Baden-Baden.

La présence de l'espèce est confirmée en 1998, par la découverte d'une population reproductrice, de nombreux sujets sont observés sur un site proche près de la ville de Bühl (DEHUS *et al.*, 1999). A partir d'un seul et même site (entre Freiburg et Karlsruhe), l'espèce s'est maintenant propagée en aval dans le Rhin sur une distance d'au moins 45 km, elle progresserait également vers l'amont et serait observée sur le tronçon franco-allemand du Rhin (HOLDICH *et al.*, 2010).

Selon le rapport établi par la Commission Internationale pour la Protection du Rhin, *Orconectes immunis* est présentée comme : « un nouvel arrivant qui colonise avec prédilection les affluents vaseux du Rhin supérieur entre Achern et Mannheim » (CIPR, 2007). Selon ce rapport, l'espèce serait mentionnée sur le Rhin Supérieur méridional (de Bâle à Marlen) et sur le Rhin Supérieur septentrional (de Neubourg à Bingen), soit du PK 172 au PK 530.

MARTIN *et al.* (2010) signalent qu'en seulement six ans, l'espèce a colonisé plus de 90 kilomètres du fleuve et atteint des abondances de deux individus par m² au PK 376,4 (BERNAUER et JANSEN, 2006).

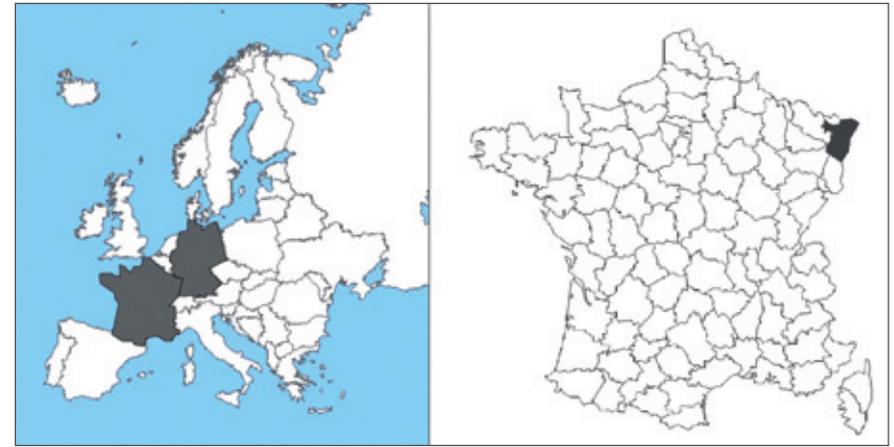


Figure 6 : Répartition d'*Orconectes immunis* en Europe et en France en 2010. Source : ONEMA 2012.

4.3. Description

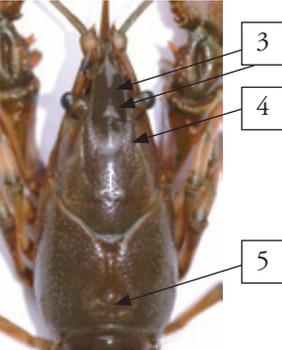
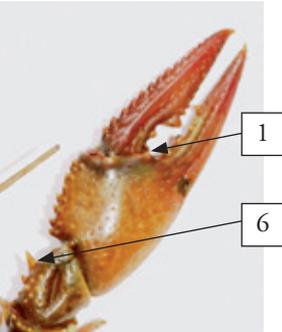
C'est une écrevisse de taille moyenne, élancée et d'apparence plus frêle que les autres espèces. La coloration varie du gris au brun et au vert olive, mais ce sont les motifs à marbrures sur le corps, notamment sur l'abdomen, qui attirent le plus l'attention. Les doigts des grandes pinces peuvent avoir une coloration qui varie généralement du rose au violet. Certains individus sont entièrement bleus (cf. photos).

Les pointes latérales du rostre sont réduites ou absentes, il n'y pas de crête médiane et le rostre présente une forme de gouttière. On peut observer une encoche près de la base intérieure du doigt mobile des grandes pinces, cette caractéristique est plus évidente chez les gros individus. Le céphalothorax est lisse, mais on peut distinguer une épine en arrière du sillon cervical.

Sur l'abdomen, on distingue quatre bandes noires, allant du céphalothorax au telson, avec une bande centrale claire.

4.4. Biologie et écologie

Aux Etats-Unis, l'espèce est rencontrée dans les plaines d'inondation du Mississippi et Missouri où les niveaux d'eau fluctuent considérablement (SOUTY-GROSSET *et al.*, 2007). *Orconectes immunis* est une espèce qui apprécie les plans d'eau et les cours d'eau lents, principalement en présence d'herbiers aquatiques et d'un substrat vaseux. Elle s'accommode également des milieux temporaires, ou des milieux artificiels (plantations humides, étangs...).

 <p><i>O. immunis</i> (mâle) vue de dessus</p>	 <p><i>O. immunis</i> (mâle) vue de dessous</p>	<p>1. Entaille caractéristique sur le doigt mobile des grandes pinces</p> <p>2. 4 lignes noires sur les segments abdominaux</p> <p>© COLLAS Marc</p>
 <p>Céphalothorax vue de dessus</p>	 <p>Abdomen vue de dessus</p>	<p>2. 4 lignes noires sur l'abdomen</p> <p>3. Rostre en forme de gouttière, bords légèrement convergents. Absence de pointes latérales sur le rostre</p> <p>4. Céphalothorax lisse, une épine en arrière du sillon cervical</p> <p>5. Sillon branchocardiaque en forme de verre</p>
 <p>Pince vue de dessus</p>	 <p>Pince vue de dessous</p>	<p>1 - Entaille caractéristique sur le doigt mobile des grandes pinces</p> <p>6 - Epine sur le carpopodite</p> <p>7 - Poils à l'intérieur de la grande pince et sur le dernier segment de la première paire de pattes marcheuses</p> <p>© COLLAS Marc</p>

L'espèce se caractérise par une activité fouisseuse importante, qui peut causer des dommages aux cultures (riz) mais aussi aux ouvrages (digues, berges...). Ainsi, elle est capable de construire des tunnels et des terriers coiffés par des cheminées, notamment lorsque le niveau de l'eau baisse. Elle s'y réfugie alors pour éviter la dessiccation (DUBE & DESROCHES, 2007).

Orconectes immunis semble assez bien supporter les mauvaises conditions d'oxygénation souvent associées à certains types de pollution et de détérioration d'habitats (HAMR, 1998). Selon la bibliographie, cette espèce marcheuse est capable de passer rapidement d'étangs en étangs.

En Europe (bassin du Rhin), l'espèce est observée dans une grande variété de milieux : plans d'eau et gravières des bords du Rhin, petits canaux de drainage, ruisseaux de la zone à truite mais aussi cours d'eau de gabarit plus importants.

4.5. Reproduction

Contrairement à *Orconectes limosus*, autre Cambaridé présent en Europe, la reproduction débute en automne et dure jusqu'à la fin du printemps. La durée de vie moyenne est de 2-3 ans. La croissance des juvéniles est très rapide.

4.6. Statut réglementaire

Les écrevisses sont concernées par deux titres du Livre quatrième du Code de l'Environnement (CE).

4.6.1. Titre I : Protection de la Faune et de la Flore

Les dispositions relatives à l'introduction d'espèces exogènes figurent dans l'article L. 411-3 du CE, issu de la Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010, article 241.

En l'absence de textes d'application, et de liste relative aux écrevisses, ce texte ne peut être appliqué.

4.6.2. Titre III : Pêche en eau douce

D'un point de vue réglementaire, les écrevisses sont assimilées aux poissons (Art. L. 431-2 du CE).

Selon les termes de la législation, *Orconectes immunis* est considérée comme :

- « espèce non représentée » dans les eaux douces françaises (Article L. 432-10 du CE).
- « espèce susceptible de provoquer des déséquilibres biologiques » (Article R. 432-5 du CE).

L'introduction des écrevisses :

De la combinaison des articles L. 432-10 et R. 432-5 et R. 432-6 du CE, est puni

d'une amende de 9000 euros, le fait d'introduire dans les eaux mentionnées à l'article L. 431-3 du CE, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*), l'écrevisse du pacifique (*Pacifastacus leniusculus*) ou l'écrevisse rouge de Louisiane (*Procambarus clarkii*), toutes considérées comme des espèces susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques. Cette disposition s'applique également à *Orconectes immunis*.

Transport des écrevisses La LEMA (n°2006-1772 du 30 décembre 2006) a modifié la réglementation en matière de transport à l'état vivant et de commercialisation des écrevisses (abrogation de l'article L 432-11 du CE). Le transport d'*Orconectes immunis* à l'état vivant, n'est donc pas interdit.

Il est donc désormais possible de transporter sans autorisation les différentes espèces d'écrevisses américaines présentes sur le territoire national. Cependant, tel n'est pas le cas pour l'écrevisse rouge de Louisiane (*Procambarus clarkii*) pour laquelle il convient aux termes de l'arrêté du 21 juillet 1983 relatif à la protection des écrevisses autochtones, d'être en possession d'une autorisation.

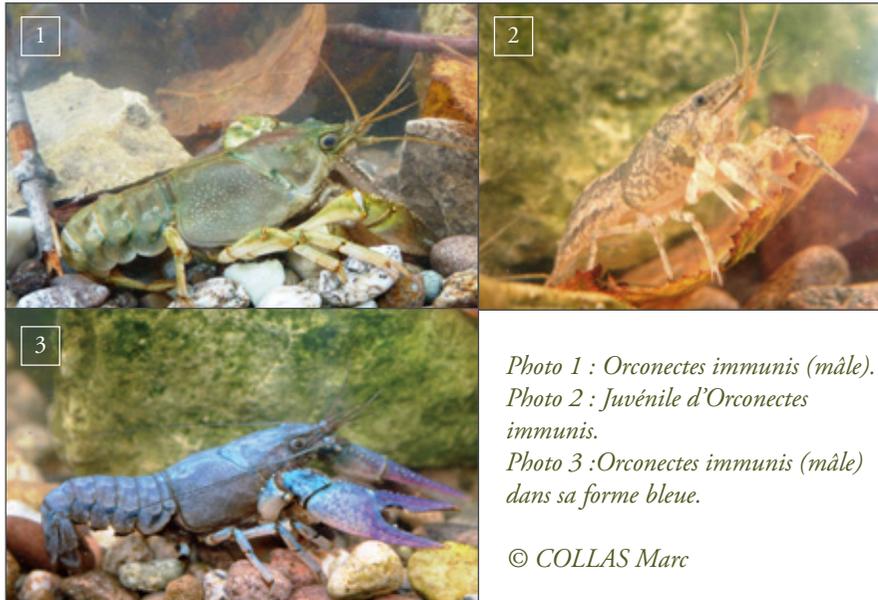


Photo 1 : *Orconectes immunis* (mâle).

Photo 2 : Juvénile d'*Orconectes immunis*.

Photo 3 : *Orconectes immunis* (mâle) dans sa forme bleue.

© COLLAS Marc

5. Discussion-Conclusion

Les circonstances de l'introduction d'*Orconectes immunis* sur le bassin du Rothbach, dans le département du Bas-Rhin demeurent pour l'instant inconnues et la découverte fortuite de cette espèce dans le périmètre du Parc Naturel Régional des Vosges du

Nord, région riche en étangs, soulève un certain nombre d'hypothèses.

La présence de l'espèce sur un certain nombre de sites jouxtant le Rhin, plus particulièrement en Allemagne, est connue depuis les années 1990 (DEHUS *et al.*, 1999 ; GELMAR *et al.*, 2006 ; BERNAUER & JANSEN, 2006). Pour autant, il paraît peu probable que cette espèce ait colonisé le bassin de la Moder, pour se retrouver sur le haut-bassin du Rothbach, dans le cours d'eau et dans des plans d'eau privés.

Dés lors, un transfert d'animaux vivants, à partir d'une population existante sur le Rhin ou affluents, doit être considéré comme la piste la plus probable de cette introduction. Cette hypothèse est confirmée par la nature des activités et des aménagements observés sur ce secteur récemment colonisé.

Mais, on peut également poser l'hypothèse d'une introduction liée à l'aquariophilie, cette écrevisse particulièrement attrayante (taille, coloration) semble très prisée par cette activité.

Cependant, la présence de nombreux plans d'eau aux vocations diverses (loisirs, pêche, aquaculture...), dont certains appartiennent à des propriétaires allemands, constitue une véritable porte d'entrée pour les espèces allochtones. Dans le département des Vosges, l'expansion de *Pacifastacus leniusculus*, autre écrevisse allochtone, est dans 95% des cas, étroitement liée à l'existence des plans d'eau privés (COLLAS, 2012).

L'existence d'une population naturalisée dans l'étang où s'est déroulée l'échantillonnage à l'électricité semble accréditer cette hypothèse, mais des investigations complémentaires seront à envisager dès 2011, en termes de piégeage, pêche... mais aussi d'enquête auprès des propriétaires concernés, qui permettront d'apporter de nouvelles informations.

Orconectes immunis constitue donc la neuvième espèce d'écrevisse observée en France et il s'agit ici de la première description d'une population en milieu naturel. On peut d'ores et déjà considérer que l'espèce est naturalisée (reproduction avérée) et qu'elle semble s'accommoder des milieux qui lui sont offerts (plans d'eau et cours d'eau sur grès).

L'arrivée de cette espèce sur un territoire sensible en termes d'enjeux écologiques (site classé Natura 2000) soulève cependant un certain nombre de questionnements car, d'une manière générale, les écrevisses américaines sont considérées comme des espèces qui ont un impact sur l'écosystème dans lequel elles sont introduites (SOUTY-GROSSET, 2009). Dans le cas des espèces qui présentent un caractère fouisseur (creusement de tunnels, galeries), elles contribuent à modifier certains paramètres comme la turbidité, et agissent directement sur la production primaire.

Dans le cas présent, on peut également s'interroger sur les conséquences de cette introduction sur :

- Les dernières populations d'écrevisses à pattes rouges (*Astacus astacus*). Les Vosges du Nord constituent, en effet, un des derniers bastion pour cette espèce indigène

dont les effectifs et les populations ne cessent de reculer (COLLAS *et al.*, 2007). *Orconectes immunis*, comme ses cousines américaines, est considérée comme porteuse saine de la peste des écrevisses (aphanomyose), des analyses sont actuellement en cours à Poitiers pour connaître le caractère pathologique de cette population. D'autre part en termes de compétition interspécifique *Orconectes immunis*, comme toutes les écrevisses américaines présentent des caractères biologiques (croissance, maturité, fécondité, agressivité...) nettement plus avantageux que pour les autres écrevisses. CHUCHOLL *et al.* (2008), montre une concurrence accrue en faveur d'*Orconectes immunis* avec une autre espèce introduite (*Orconectes limosus*), notamment pour l'accès à l'habitat.

- Les peuplements d'invertébrés et tout particulièrement les différentes populations d'Odonates. Le Plan National d'Action (2010-2013) en faveur des Odonates (fiche action n°9) prévoit des actions spécifiques pour limiter l'impact des écrevisses invasives sur les Odonates. Une attention particulière doit donc être portée sur ce bassin où la présence du Gomphe serpentif (*Ophiogomphus cecilia*) fait l'objet d'un suivi.

Bien qu'*Orconectes immunis* soit considérée comme essentiellement herbivore, elle est également présentée comme une espèce détritivore omnivore (DUBE & DESROCHES, 2007). Les conséquences de sa présence sur les autres composantes biologiques (végétaux, amphibiens, mollusques...) ne sont pas documentées.

L'arrivée récente de cette nouvelle espèce invasive doit donc faire l'objet d'un suivi spécifique. L'année 2011 doit permettre d'apporter des éléments de connaissance sur l'espèce et son étendue géographique sur ces masses d'eau, mais aussi d'envisager des mesures de gestion propres à limiter son impact, dans le cadre d'un partenariat entre ONEMA, Syndicat de coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord et la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement d'Alsace.

Enfin, s'agissant de la législation, l'arrivée d'*Orconectes immunis* dans les eaux douces françaises montre une nouvelle fois toute la difficulté de faire appliquer un dispositif législatif et réglementaire peu adapté, incomplet, et qui par sa complexité, demeure très abstrait pour le grand public.

Ainsi, les écrevisses « susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques » ne sont pas considérées de la même façon. Pour certaines (*Orconectes limosus*, *Orconectes juvenilis*, *Pacifastacus leniusculus*, *Orconectes immunis*), le transport à l'état vivant est autorisé, alors que pour *Procambarus clarkii*, il demeure interdit.

Autre exemple, l'article L. 411-3 du CE, du fait de l'absence de textes d'application et de listes spécifiques ne peut, en l'état, faire l'objet d'aucune mise en œuvre sur le terrain. Ce dispositif prévoit pourtant des peines plus lourdes et plus dissuasives.

En termes d'introduction d'espèce allogène dans les eaux superficielles, seules les dispositions de l'ancienne « Loi pêche de 1984 », demeurent applicables au travers de l'article L. 432-10 (contrôle des peuplements). Dans ce cas précis, la notion d'introduction consti-

tue cependant un frein à la matérialisation des infractions, notamment pour des animaux amphibie, qui sont capables de se déplacer sur des linéaires importants, souvent par voie terrestre, et de coloniser de proche en proche de nouveaux sites. La responsabilité des propriétaires de plans d'eau par exemple, est dans ce cas, particulièrement difficile à établir. Il semble nécessaire d'y adjoindre la notion de « détention » ou de « possession ».

L'outil réglementaire constitue un élément intéressant dans la lutte contre les espèces invasives et les démarches entreprises tant au niveau européen qu'au niveau national (MENIGAUX & DUTARTRE, 2012), montrent toutes la nécessité de se doter d'un outil efficace en termes de prévention et d'information.

Remerciements

Nous remercions Nadou CADIC pour la relecture du texte.

Bibliographie

- BERNAUER D. & JANSEN W. 2006. Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine River, Germany. *Aquatic Invasions 1* : 55-71. <http://www.aquaticinvasions.net/>
- CHUCHOLL C., STICH H.B. & MAIER G. 2008. Aggressive interactions and competition for shelter between a recently introduced and an established invasive crayfish : *Orconectes immunis* vs. *O. limosus*. *Fundamental and Applied Limnology Archiv für Hydrobiologie* 172/1: 27-36,
- CHUCHOLL C. & DAUDEY T. 2008. First record of *Orconectes juvenilis* (Hagen, 1870) in eastern France : update to the species identity of a recently introduced orconectid crayfish (*Crustacea : Astacida*). *Aquatic Invasions 3* : 105-107 <http://www.aquaticinvasions.net/>
- COLLAS M., JULIEN C. & MONNIER D. 2007. Note technique : La situation des écrevisses en France. Résultats des enquêtes nationales réalisées entre 1977 et 2006 par le Conseil Supérieur de la Pêche. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* n°386 : 1-39. <http://www.kmae-journal.org>
- COLLAS M. 2012. La gestion des écrevisses exotiques envahissantes dans le département des Vosges. In DUTARTRE A., POULET N. & MAZAUBERT E. 2012. Les invasions biologiques en milieux aquatiques. Stratégies d'action et perspectives. *Sciences Eaux & Territoires* n°6 : 46-49.
- DEHUS P., DUSSLING U. & HOFFMANN C. 1999. Notes on the occurrence of the calico crayfish (*Orconectes immunis*) in Germany. *Freshwater Crayfish 9* : 786-790.

DISTEFANO R.J., LITVAN M. E. & HORNER P. T. 2009. The Bait Industry as a Potential Vector for Alien Crayfish Introductions : Problem Recognition by Fisheries Agencies and a Missouri Evaluation. *American Fisheries Society, Fisheries* 34: 586 -597. <http://www.fisheries.org>

DUBE, J. & DESROCHES J.-F. 2007. Les écrevisses du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie, Longueuil. v + 51 pages + 6 annexes.

GELMAR C., PÄTZOLD F., GRABOW K. & MARTENS A. 2006. Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebs breitet sich schnell in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia* 56 : 15-25.

HAMR, P. 1998. Conservation status of canadian freshwater crayfishes. World Wildlife Fund Canada and Canadian Nature Federation. 78 p. + Appendix.

HOBBS, H.H. Jr. & J.P. JASS 1988. The crayfishes and shrimps of Wisconsin (Cambaridae, Palaemonidae). Milwaukee Public Museum, Milwaukee, Wisconsin. 177 p.

HOLDICH D.M., REYNOLDS J.D., SOUTY-GROSSET C. & SIBLEY P.J. 2010. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 2009 : 394-395, 11. <http://www.kmae-journal.org>

MENIGAUX H. & DUTARTRE A. 2012. Les espèces exotiques envahissantes : éléments des stratégies nationale et communautaire. *In* DUTARTRE A., POULET N. & MAZAUBERT E. 2012. Les invasions biologiques en milieux aquatiques. Stratégies d'action et perspectives. *Sciences Eaux & Territoires* n°6 : 70-73.

MARTIN P., SHEN H., FÜLLNER G. & SCHOLTZ G. 2010. The first record of the parthenogenetic Marmorkrebs (Decapoda, Astacida, Cambaridae) in the wild in Saxony (Germany) raises the question of its actual threat to European freshwater ecosystems. *Aquatic Invasions* 5 : 397-403. <http://www.aquaticinvasions.net/>

SOUTY-GROSSET C. 2009. Synthèse des connaissances scientifiques sur les écrevisses exotiques en Europe. Faire face à *Procambarus clarkii* et aux écrevisses invasives. *Aestuaria, Collection Paroles des Marais Atlantiques* : 49-62

SOUTY-GROSSET C., HOLDICH D.M., NOËL P.Y., REYNOLDS J.D. & HAFNER P. 2006. 6 Atlas of Crayfish in Europe. Museum national d'Histoire naturelle. Paris, 187 p. (Patrimoines naturels, 64).

TROUILHE M.C. 2006. Etude biotique et abiotique de l'habitat préférentiel de l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) dans l'ouest de la France. Implications pour sa gestion et sa conservation. Thèse, Université de Poitiers, Faculté des Sciences Fondamentales et Appliquées, 260 p.

Die Forsthäuser in und um Speyerbrunn Baukulturelles Erbe und Symbol für die Kulturlandschaft Pfälzerwald

Jörg FINKBEINER
Johanniskreuz Str. 9
D-67471 ELMSTEIN-SPEYERBRUNN

Zusammenfassung :

Das im Zentrum des Pfälzerwaldes unweit Johanniskreuz gelegene Speyerbrunn ist nicht nur topographisch und wirtschaftlich ganz vom Forst geprägt, sondern verdankt der Intensivierung des hoheitlichen Forstbetriebs und der Holztrift seine Existenz. Hier fanden die nötigen Arbeitskräfte ihr Zuhause. Die Entstehung verlief jedoch eher unkontrolliert. Die willkürliche territoriale Zerrissenheit des ehemals geschlossenen königlichen Waldes erschwerte die ohnehin prekären Verhältnisse zusätzlich und behindert bis heute ohne Not eine angemessene Lebenssituation und Entwicklung.

Im Kontrast zu der armen und improvisierten Ansiedlung steht die kontinuierliche Nutzung und Gestaltung des Raumes durch den hoheitlichen Forstbetrieb. Symbol für dessen zunehmende Strukturierung sind seit Mitte des 18. Jh. die herrschaftlichen Forsthäuser. Sie unterschieden sich aber nicht nur funktional von den benachbarten privaten Anwesen, sondern sollten auch in architektonischer Hinsicht ihrer Rolle als Bedeutungsträger staatlicher Macht, als Wirtschafts- und Verwaltungszentrum gerecht werden. Hierdurch gaben sie auch der privaten Bautätigkeit wichtige Impulse zur weiteren Entwicklung.

Die Beeinflussung der tradierten Bauformen durch diese Forsthäuser wird endgültig evident, als sich diese 1816 durch die Verlagerung der Staatsmacht ins kulturell völlig anders geprägte Bayern weitgehend von den örtlich überkommenen Formen lösen.

Der Bau des Forstwartshauses an der Enkenbach bei Speyerbrunn entspricht ganz dem zeitgenössischen Klassizismus und der zur Sparsamkeit verpflichteten Staatsraison. Es ist ein perfektes Symbol für die bayerische Präsenz in der Rheinpfalz in der 1. Hälfte des 19. Jh. Architektonisch blieb es aber ohne Einfluss und auch die folgenden Forsthausbauten in Elmstein und Johanniskreuz waren noch stark der Einfachheit verpflichtet.

Dies änderte sich mit dem Geist der Romantik und dem Schweizerhausstil bzw. den damit verbundenen Bemühungen um einen bayerischen Nationalstil. Das 1883 erbaute Forsthaus in Speyerbrunn zeigt in Nachfolge des privaten Forsthauses in Erfenstein beispielhaft den erhöhten gestalterischen Anspruch und den Willen zur

Repräsentation. Es hatte offensichtlich großen Einfluss auf die weitere Bautätigkeit des Historismus im inneren Pfälzerwald.

Résumé :

Speyerbrunn, situé au centre de la forêt du Palatinat non loin de Johanniskreuz, est marqué par la forêt non seulement du point de vue topographique et économique, mais aussi par son existence à l'intensification de la gestion forestière et au flottage du bois. La main d'œuvre nécessaire s'y établissait. Mais les débuts de cette implantation se passaient sans contrôle. Les coupes arbitraires de la forêt - jadis en surface continue - rendaient encore plus difficiles les conditions d'existence déjà précaires et jusqu'à nos jours handicapent inutilement les conditions de vie et un développement durable.

Contrastant avec l'installation improvisée de la population, on constate une continuité dans l'exploitation et le façonnement des paysages par la gestion forestière. Les maisons forestières seigneuriales sont le symbole de sa structuration croissante depuis la moitié du 18^e siècle. Ces maisons ne se distinguaient des propriétés privées non seulement par leur fonction, mais aussi par leur architecture, leur rôle de représentation du pouvoir de l'Etat et de centre d'exploitation et d'administration. Ainsi elles influençaient le style des constructions privées.

L'influence sur les types de construction due aux maisons forestières devient définitivement évidente, lorsqu'en 1816 le pouvoir de l'Etat est transféré en Bavière, -Etat d'une empreinte culturelle complètement différente - elles se déconnectent des formes de construction transmises localement.

La maison du garde forestier à Enkenbach près de Speyerbrunn correspond totalement au classicisme de l'époque et à la raison d'Etat, contraignant l'économie. Elle est un symbole parfait de la présence de la Bavière dans le sud du Palatinat dans la première moitié du 19^{ème} siècle. Elle resta cependant sans influence architecturale sur les constructions ultérieures de maisons forestières à Elmstein et Johanniskreuz qui étaient encore très contraintes à la simplicité.

Par la suite cela a changé avec l'esprit du romantisme et le style de chalet suisse, ainsi qu'avec les efforts faits pour trouver un style bavarois national. La maison forestière de Speyerbrunn, construite en 1883 et succédant à la maison forestière privée à Erfenstein, montre de façon exemplaire, une manière de construire plus ambitieuse et représentative. La maison d'Erfenstein a eu visiblement une grande influence sur les autres constructions de l'époque de l'historicisme dans l'intérieur de la forêt du Palatinat.

Summary :

Speyerbrunn is located at the heart of the Palatinat Forest near Johanniskreuz and its

existence is shaped not only topographically and economically by the forest, but also by the intensification of sovereign forestry companies and woodcutting. This is where the necessary workforce lives. The development however occurred in a rather uncontrolled manner. The arbitrary territorial fragmentation of the formerly closed royal forest worsened the already precarious conditions in addition and impaired reasonable living conditions and development without any emergency until now.

In contrast with the poor and improvised settlements, there is the continuous use and organisation of the space by the sovereign forestry companies. The stately forest homes built since the mid-18th century are the symbol of their expanding structuring. They differ not only by their functionality from the neighbouring private properties, but also from an architectural viewpoint in their role as a carrier of meaning of state power to be an economic and administrative centre. This also gave the impetus for further private construction development.

The influence of the traditional type of construction by these forest homes, as they break away by the shift of power in 1816 from the local traditional forms in a Bavaria that is shaped very differently at a cultural level.

The construction of forest warden homes on the Enkenbach in Speyerbrunn corresponds entirely to contemporary classicism and the reason of state committed to economy. It is a perfect symbol of the Bavarian presence in the Rhine Palatinate in the 1st half of the 19th century. Architecturally, it had no influence and the forester homes built afterwards in Elmstein and Johanniskreuz were still strongly committed to simplicity.

This changed with the spirit of the Romanticism and the Swiss house style as well as with the related efforts for a Bavarian national style. The forester home built in 1883 in Speyerbrunn, following the private homes in Erfenstein, displays an example of the increased design requirements and the desire for representation. It obviously had a strong influence on the further building activity of the historicism within the Palatinate Forest.

Schlüsselwörter : Forsthaus, Speyerbrunn, Pfälzerwald, Forstbetrieb, Architektur, Bauform, Klassizismus, Romantik, Schweizerhaus.

1. Einleitung

Die traditionelle Architektur der Wohn- und Nebengebäude im Gebiet des Biosphärenreservats Pfälzerwald / Vosges-du-Nord ist geprägt von den jeweiligen örtlichen kulturellen und wirtschaftlichen Faktoren und Überlieferungen, den regionalen Baumaterialien und - in geringerem Ausmaß - von überregionalen zeitgenössischen Architekturvorstellungen und staatlichen Bauvorschriften. Damit ist schon klar, dass es sich nicht um eine Einheit, sondern um lokal und regional sehr unterschiedliche Bau-

traditionen handelt. Neben den verschiedenen regionalen Traditionen ist auch noch innerhalb einzelner Ortschaften entsprechend der Nutzung, dem sozialen Stand und/oder Einkommen der Bauherren und der baulichen Lage zu differenzieren. Es reicht also nicht aus einzelne regionale Stereotypen abgespeichert zu haben, um den Bautraditionen im Fall von Neubau oder Bauen im Bestand gerecht zu werden, sondern es muss zwangsläufig vorab eine Analyse der konkreten örtlichen Verhältnisse erfolgen. Darüber hinaus muss eine Sensibilität dafür entstehen, wie sich auch die traditionelle Architektur im Wandel der Zeit verändert und neuen Gegebenheiten anpasst hat, ohne die eigene Identität zu verlieren.

Neben die privat initiierte Bautätigkeit tritt natürlich seit ca. 300 Jahren auch eine hoheitliche Architektur, die z. T. eigenen Gesetzmäßigkeiten folgt. Sie unterscheidet sich schon hinsichtlich der Nutzung, aber auch vom Anspruch, dem Volumen und natürlich den finanziellen Möglichkeiten von den Privatanwesen eines Ortes.

Diese architektonischen Unterschiede verstärkten sich dann insbesondere im 19. Jahrhundert, als die konkrete Machtausübung von den überkommenen regionalen Territorien (z.B. Kurpfalz, Pfalz-Zweibrücken, Bistum Speyer ...) auf überregionale Staatswesen mit z. T. weit entfernten und kulturell völlig anders geprägten Entscheidungszentren übergang.

Ziel dieser exemplarischen Studie soll es sein, an einem konkreten Beispiel die Auswirkungen dieser Prozesse in der Architektur und die hieraus entstehenden Wechselwirkungen für das spätere regionale Bauen einerseits und die Ortsentwicklung andererseits zu untersuchen.

Da es sich bei dem zu untersuchenden Objekt um ein Forsthaus handelt, lassen sich an diesem Beispiel aber auch Schlüsse auf den wirtschaftlichen Umgang mit dem Wald und die Erschließung einer der Kernregionen des Pfälzerwaldes generell ziehen.

2. Ort und Lage

Der Ort Speyerbrunn liegt - wie der Name schon sagt - an der Quelle des Speyerbachs und am Zusammenfluss des Erlenbachs mit dem Schwarzbach. Das gewundene, aber nach dem Eintritt in das Gebirge bei Neustadt bzw. nach dem Zufluss des Hochspeyerbachs bei Frankeneck stets klar umrissene Speyerbachtal endet hier und zweigt sich in die Täler des Erlenbachs und des Schwarzbachs auf. Das Tal wird auf der Südseite begrenzt von dem direkt oberhalb des Speyerbrunnens in Felsen aufsteigenden Speyerbrunner Eck, dem hiervon durch den Erlenbach geschiedenen Ausläufer des Bloskülb zwischen Heinrichen-Tal und Holz-Tal und dem Riesenberg auf der Nordseite. Dem entsprechen in forstlicher Hinsicht die hier zusammenstoßenden alten Reviere Johanniskreuz, Bloskülb und Elmstein. Die Hänge der Berge fallen recht steil ab und sind daher kaum für Landwirtschaft oder Bebauung nutzbar. Sowohl für die Ansied-



Abb. 1: Die Speyerbachquelle (Foto: Jörg Finkbeiner).

Speyerbrunn, Johanniskreuz und Elmstein Teil des als Frankenweide bezeichneten königlichen Waldes und somit Königsland. Wie generell zu beobachten ist, wurde auch im Fall der Frankenweide das einheitliche und ungeteilte Königsland im Laufe des Mittelalters durch Schenkungen und Verpfändungen immer stärker reduziert. Konkret wurde schon 1156 der Elmsteiner Wald durch Kaiser Friedrich Barbarossa aus der Frankenweide herausgelöst und den Pfalzgrafen zugeteilt. Er wurde auf diesem Weg Teil von Kurpfalz (MOSER, 2006). Die Obere Frankenweide hingegen, die sich von Hofstätten im Süden bis etwa zum Stüterhof im Norden erstreckt, wurde 1300 an die Grafen von Leiningen verpfändet und war später als „Pflege Falkenburg“ gemeinschaftlicher Besitz von Leiningen und Pfalz-Zweibrücken (ZINTL, 2006). Die Folge dieser Aufteilung in zwei unterschiedliche Herrschaftsgebiete war, dass der Ort Speyerbrunn bzw. der Platz des späteren Ortes bis zur rheinland-pfälzischen Gebietsreform von 1976 in einen zur Gemeinde Elmstein (ehem. Kurpfalz) und einen zur Gemeinde Wilgartswiesen (ehem. Pflege Falkenburg) zugehörigen Ortsteil und damit sogar unter zwei verschiedenen Landkreisen aufgeteilt war. Die Grenze verlief quer durch den Ort. In Wilgartswiesen hatte die leiningische Verwaltung nach Zerstörung der Falkenburg ihren Sitz.

Weiter verkompliziert wurde die Lage dadurch, dass neben den politischen Zuständigkeiten, die durch die Beseitigung der alten Territorien in Folge der französischen Revolution und der Koalitionskriege und die Einführung der neuen einheitlichen, zunächst französischen (Département Mont-Tonnere) und dann ab 1816 bayerischen Herrschaft vereinfacht wurde, noch die Forstverwaltung tritt, die ebenfalls mehrfach im Lauf des 19. Jahrhunderts umstrukturiert wurde.

In der Forstorganisation von 1822 wurde die bayerische Rheinpfalz in 18 Forstämter mit 120 Revieren unterteilt. Zum Forstamt Elmstein gehörten die Reviere Neidenfels, Hofstätten, Bloskülb, Elmstein und Johanniskreuz. Es war also nicht an die

lung Speyerbrunn, als auch für die zugehörigen Acker- und Wiesenflächen stand und steht also nur der eigentliche schmale Talgrund und eine künstlich angelegte Terrasse zur Verfügung.

Kompliziert wurde die an sich topographisch klar umrissene Lage durch die historischen Grenzlinien, die sich bis heute in den Zuständigkeiten innerhalb der Forstverwaltung fortsetzen. Seit der fränkischen Landnahme war die Region um

Gemeindegrenzen gebunden. Zusätzlich zu den Revieren und nicht deckungsgleich mit diesen, wurden gleichzeitig Bezirke für die Forstaufsicht eingerichtet. Im Fall des Reviers Johanniskreuz waren dies z.B. die Bezirke Johanniskreuz, Meiserspring und Lauberhof.

1853 wurde dann das Revierförstersystem eingeführt. Die Zahl der Forstämter wurde in diesem Zug auf zwölf reduziert. Dies hatte aber nicht lange Bestand. Bereits 1885 wurde erneut eine Neuorganisation durchgeführt. Zu den zwölf Forstämtern älterer Ordnung kamen nun durch die Umwandlung und Aufwertung zahlreicher Forstreviere 49 Forstämtern neuerer Ordnung hinzu (ZINTL, 2006).

All diese unterschiedlichen und wechselnden politischen bzw. verwaltungstechnischen Zuständigkeiten zogen natürlich auch für das Bauen in Speyerbrunn und schon gar für die Umsetzung hoheitlicher Bauaufgaben unmittelbare Konsequenzen nach sich. So bedeutete die Neuorganisation von 1885 für Speyerbrunn, dass das Forsthaus weiterhin zum Forstamt Elmstein-Nord gehörte, der direkt hinter dem Forstamt aufsteigende Hang des Speyerbrunner Ecks aber zum Forstamt Johanniskreuz und der ebenfalls in Speyerbrunn ansässige Forstwart zum Forstamt Elmstein-Süd.

Der Forst, also der wirtschaftlich genutzte und gepflegte Wald (KEIPER, 1930) war und ist von überragender Bedeutung für das Gebiet im Zentrum des Pfälzerwaldes. Dies zeigte schon früh die hoheitliche Regelung der Holzrechte im Elmsteiner Weistum (1354-1383) (MOOSER, 2006). Die überwiegend mit Laubwald bewachsenen Berge dienten vornehmlich der Gewinnung von Brennholz für die Versorgung der holzärmeren Regionen und Städte in der pfälzischen Rheinebene. Die Nutzung als Bauholz war überwiegend auf die Region selbst beschränkt. Dies lag an der Schwierigkeit und den hohen Kosten des Holztransportes über die schlechten und wenig ausgebauten Straßen. Brennholz konnte hingegen in entsprechend kurzen Stücken schnell, einfach und preiswert über die Bäche getriftet werden. Die Holztrift auf dem Speyerbach war bereits im Mittelalter, seit etwa Mitte 12. Jahrhundert, ein bedeutender Wirtschaftsfaktor, wie die sog. „Bachfreiheit“, die Befreiung der Flößer auf dem Speyerbach von allen Abgaben, durch König Ruprecht vom 08. Mai 1403 zeigt (DAMM, 1998). Zur Verbesserung der Trift wurde der Speyerbach gezielt ausgebaut. Schon 1555 wurden nachweislich 4 Wooge für die Trift „unter dem Speyerbrunnen“ angelegt (KULLMER & UHLY, 2003). Neben der Holzgewinnung war - aus Sicht der Herrschaft - die Jagd die wichtigste Funktion des Forsts. Nicht umsonst wurden die in den 1750er Jahren erbauten Dienstgebäude im kurpfälzischen Elmsteiner Forst (Elmstein, Breitscheid und Speckhenrich) als Jagdhäuser und nicht als Forsthäuser bezeichnet.

Die wirtschaftliche Bedeutung des Forstes und damit verbunden das obrigkeitliche Interesse an möglichst großen und ungestörten Wäldern im Gebiet der Oberen Frankenweide behinderte aber gerade in der Neuzeit andere Nutzungen und neue Ansiedlungen.

Dabei weist die Mär vom „seit jeher menschenleeren“ Pfälzerwald eher auf die chronisch mangelhafte Wertschätzung und Finanzierung der Archäologie im Land Rheinland-Pfalz, als auf historische Tatsachen hin. (Not-) Grabungen fanden und finden seit dem 19. Jahrhundert vor allem dort statt, wo neue Wohngebiete erschlossen werden und eben nicht im Forst. Nichtwissen sollte aber nicht zu dem Schluß verleiten, dass nichts existierte. Allein schon die Kontinuität des Namens Vogesen/Wasgau von der keltischen Waldgottheit Vosegus (Weihestein bei Breitenstein) sollte aufhorchen lassen (CÜPPERS, 1990). Zahlreiche Indizien lassen den Schluss zu, dass der Pfälzerwald um Johanniskreuz und das Elmsteiner Tal schon sehr früh wirtschaftlich genutzt und wohl auch besiedelt war (steinzeitliche Funde bei Elmstein, ausgedehnte Grabhügelfelder, antike Verkehrsverbindungen, Eisenerzvorkommen ...). Tatsächlich scheint es allerdings im Übergang von der Spätantike zum Mittelalter zu einer Verlagerung der Siedlungsschwerpunkte in die landwirtschaftlich besser nutzbaren Gebiete der Vorderpfalz gekommen zu sein, doch darf auch die Bedeutung der Waldweide nicht vergessen werden. Letzterer wurde erst im 18. Jahrhundert durch die profitorientierte Umstellung des Forstes von Laub- auf schnell wachsende Nadelwälder die Grundlage entzogen. Damit fiel eine wesentliche Erwerbsgrundlage für die Bevölkerung im inneren Pfälzerwald weg, zumal auch die Einstreu für die Ställe mehr und mehr zu Mangelware wurde.

Bereits für das 12. Jahrhundert zeigt die große Zahl von Burgen im Elmsteiner Tal und nicht zuletzt die Burgsiedlung Elmstein selbst eine gesteigerte Bedeutung der Region an. Warum sonst sollte angeblich leeres und ungenutztes Waldland so intensiv und kostspielig gesichert werden? Die Ortschaft Speyerbrunn hingegen ist vergleichsweise jung. Während Elmstein als Burgort bereits im 12. Jahrhundert bestand, Iggelbach schon Ende des 14. Jahrhunderts erstmals genannt wird und Appenthal mit seiner Wallfahrtskirche spätestens im letzten Viertel des 15. Jahrhunderts gegründet wurde, war der Platz am Speyerbrunnen offenbar lange Zeit unbesiedelt. Für die Ansiedlung waren dann wohl drei Faktoren ausschlaggebend:

Zunächst führte der durch den Rückgang der Kindersterblichkeit und das Ausbleiben großer Epidemien und Kriege verursachte Geburtenüberschuss ab der Mitte des 18. Jahrhunderts, der in der Pfalz bis Mitte des 19. Jahrhunderts anhielt und für einen starken Bevölkerungszuwachs sorgte, zu einem spürbaren Siedlungsdruck (FENKNER-VOIGTLÄNDER, 1992). Die gewachsene Bevölkerung fand in den bereits erschlossenen Orten und Flächen keinen Platz mehr, was sich in einerseits in einer großen Zahl von Auswanderern, andererseits aber eben auch in der Gründung neuer Ortschaften und Weiler in landwirtschaftlich weniger ertragreichen Lagen äußerte.

Der Platz an sich war durch den sehr ergiebigen Brunnen mit hervorragender Wasserqualität und den fruchtbaren Talgrund durchaus für eine kleine Siedlung geeignet und durch seine Lage nahe dem Verbindungsweg von Neustadt über Elmstein nach Trippstadt auch keineswegs abgelegen.

Entscheidend dürfte aber der wirtschaftliche Faktor gewesen sein. Durch die Anlage einer Riese, also einer ausgebauten Holzrutsche von dem hiernach benannten Riesenberg zum Speyerbach und - damit verbunden - eines Bollerplatzes (Holzlagerplatz) neben dem Speyerbrunnen im Jahr 1737 durch Freiherr Ludwig Anton von Hacke hatte der Platz eine besondere Bedeutung für die Forstwirtschaft erlangt. An von Hacke war 1716 durch Kurfürst Johann Wilhelm erblich der Falkensteiner Anteil des Amtes Wilenstein bei Trippstadt verlehnt worden. Den Flörsheimer Anteil kaufte er später auf. Hinzu kam 1719 die Ernennung des Freiherrn durch Kurfürst Carl Philipp zum Oberstjägermeister (bis 1750). Damit waren von Hacke und später sein Sohn und Nachfolger für die gesamte Forst- und Waldwirtschaft von Kurpfalz zuständig (ROSS, 2009). Offensichtlich war Ludwig Anton von Hacke aber nicht nur ein Karrierist, sondern tatsächlich sehr geschäftstüchtig. Durch den Transport des Holzes über den Trippstadter Weg nach Speyerbrunn und das Verflößen über den Speyerbach konnte er für seine eigenen Waldungen die profitableren Märkte in der Vorderpfalz erschließen und dadurch deutlich höhere Gewinne erzielen.

Der ebenfalls flößbare Erlenbach erschloss die zweibrückisch-leiningischen (ab 1785 ausschließlich leiningischen) Waldungen der Frankenweide. Speyerbrunn entwickelte sich so zu einem wichtigen Holzplatz.

Die Intensivierung der Forstwirtschaft und insbesondere der Triftbetrieb benötigten natürlich viele Arbeitskräfte vor Ort. So wurden Neuansiedlungen im Forst stellenweise von der Herrschaft nicht nur geduldet, sondern explizit gefördert. Dies war z.B. in den 1780er Jahren bei den Dörfern Waldleiningen und Frankeneck durch Fürst Karl-Friedrich von Leiningen-Hardenburg der Fall (KARN & MERTZENICH, 1995). Auch im kurpfälzischen Elmsteiner Wald wurden auf Veranlassung der kurfürstlichen Hofkammer häusliche Niederlassungen in Elmstein, Appenthal und Iggelbach gefördert, „um das viele Holz nicht verfaulen zu lassen, sondern zu hauen und zu verflößen“ (ROSS, 2006).

Im Fall von Speyerbrunn und den umliegenden Weilern Mückenwiese (Kurpfalz) sowie Erlenbach, Schwarzbach, Mosisthal, Mosisbruch und Loch (Falkenburg) ist umstritten, ob es sich zumindest teilweise um offiziell sanktionierte oder aber ursprünglich wilde, illegale Ansiedlungen handelte. Die Forstverwaltung vertrat zu Beginn des 19. Jahrhunderts letztere Auffassung und versuchte die Ansiedlungen zwangsweise aufzulösen bzw. zu verlagern. Die Einwohner des Wilgartswieser Teils von Speyerbrunn beriefen sich wiederum im entscheidenden Verfahren 1824 darauf, dass ihre Behausungen vor 70 Jahren, also 1754, mit angewiesenem Holz erbaut worden seien. Die oben erwähnten Zusammenhänge lassen dies auch durchaus plausibel erscheinen.

Nach neuerer familiengeschichtlicher Forschung entstand die erste sicher belegte Ansiedlung im Gebiete der späteren Pfarrei Speyerbrunn 1735 an der Mückenwiese. 1747 folgte Schwarzbach und 1754 Erlenbach (ULLRICH & ULLRICH, 2008).

Sichere Belege für Speyerbrunn selbst gibt es erst 1767 (ROSS, 2009).

Die Behandlung der Ansiedlung ist entsprechend der territorialen Zugehörigkeit zunächst unterschiedlich. Die überwiegende Anzahl von Hütten entsteht in Speyerbrunn auf falkenburgischem Gebiet. Hier wurde angeblich auch 1785 ein „Holz-Companiehaus“ aus Stein errichtet. Auf der kurpfälzischen Seite lag der große Bolterplatz und ihm gegenüber, am Hang des Riesenberges, der Speyerbrunner Hof, der schon 1805 die Konzession zum Betreiben einer Gaststätte erhielt. 1809 unternimmt die französische Verwaltung einen Versuch die Hütten abreißen und die Einwohner vertreiben zu lassen. Die Verwaltung konnte sich jedoch nicht durchsetzen und der Ort wuchs weiter. In diesem Zusammenhang wurde auch eine Aufstellung der Einwohnerschaft erstellt. Demnach existierten in Speyerbrunn 4 Haushalte (LA SP H1 1414). Dies scheint sich allerdings nur auf den ehemals falkenburgischen Teil zu beziehen, denn die Betreiberfamilie des bestehenden Speyerbrunner Hofes wurde nicht erwähnt.

Die Verhältnisse waren allerdings sehr ärmlich und insbesondere im ehemals falkenburgischen Teil wegen der weiten Entfernungen zu Schule und Friedhof in Hofstätten sowie Bürgermeisteramt in Wilgartswiesen äußerst problematisch. Zudem war der Bau von festen Steinhäusern noch untersagt.

1824 wurde deshalb, nunmehr von der bayerischen Verwaltung, eine mögliche Umsiedlung der Einwohner von Speyerbrunn, Erlenbach, Schwarzbach, Mosisthal und -bruch sowie am Loch nach Hofstätten untersucht. Die Betroffenen zeigten jedoch keinerlei Bereitschaft zum Befolgen dieser Vorschläge. Sie wollten an ihrem Wohnort verbleiben und forderten stattdessen ihre Häuser angemessen ausbauen zu dürfen und nach Elmstein eingemeindet zu werden, um die unnötigen behördlichen Erschwernisse zu beseitigen. Letzteres erfolgte wieder alle Vernunft nicht, aber wenigstens wurde entschieden, dass die Ansiedlungen definitiv bestehen bleiben, die Baubeschränkungen wurden erlassen und es wurde ein eigener Friedhof in Speyerbrunn angelegt. Nur die Weiler im Mosisthal und im Mosisbruch sowie die Behausung am Loch wurden aufgelöst (KULLMER *et al.*, 2003). In Speyerbrunn bestanden zu diesem Zeitpunkt bereits 11 Haushalte, von denen einer allerdings die äußerst prekäre Höhlenwohnung des „*Trogloditen*“ König war. Ausschlaggebend für die endgültige Legalisierung des Ortes Speyerbrunn waren wiederum keineswegs humanitäre Gründe, sondern wirtschaftliche Erwägungen. Andernfalls wäre Forstfläche in Hofstätten verloren gegangen, in Speyerbrunn hätte neu aufgeforstet werden müssen und vor allem hätten die unbedingt benötigten Arbeitskräfte vor Ort gefehlt (LA SP H1 1414).

Der Plan der „*Ansiedelei Speyerbrunnen*“ von 1832 (LA SP W1 2805) zeigt nördlich der späteren Johanniskreuzer Straße (L 499) das große Anwesen des Speyerbrunner Hofes am Holzablageplatz und zwei Häuser, die sich ungefähr am Platz der auch heute noch bestehenden Anwesen Nr. 17 und Nr. 19 befanden. Südlich hiervon, im

Bereich der heutigen Ortsstraße, stand eine Ansammlung überwiegend sehr kleiner Gebäude ohne Struktur und ohne festen Erschließungsweg. Die Bebauung orientierte sich, in einer für die Pfalz sehr untypischen Weise, nicht an einer Straße, sondern bildete eine Häusergruppe, ein Konglomerat, im öffentlichen Raum. Es ist lediglich eine gewisse Ausrichtung am Graben des nicht eingetragenen Schwarzbachs festzustellen, an dem später die Ortsstraße angelegt wurde. Bei der Einmündung der damals noch nicht vorhandenen Erlenbachstraße (K 40) gabelte sich die von Elmstein kommende Straße auf. Die Hauptstraße verlief am Hang des Riesenbergs über den Antonihof in Richtung Trippstadt (heute PWV-Weg Gelber Balken). Hiervon zweigte eine Straße zur Erschließung der „Speyerbrunner Äcker“ auf der Terrasse nördlich des eigentlichen Talgrunds ab (PWV-Wanderweg Gelbes Kreuz), der am Eingang des Großen Scheid-Tals wieder mit der Straße nach Schwarzbach zusammentraf. Der Holzablageplatz erstreckte sich südlich der heutigen Johanniskreuzer Straße etwa von der heutigen Kirche bis zum späteren Bauplatz des Moserhofes (Johanniskreuzer Str. 4), also auch noch über den Hof westlich des späteren Forsthauses. Bemerkenswert ist, dass der Erlenbach noch direkt in das südliche Ende des Speyerbrunner Woogs einmündete und nicht, wie heute, an dessen Ostseite vorbeigeführt wurde.

3. Vorgängerbauten

Die Elmsteiner Waldungen gehörten zur Burg in Elmstein und waren der Kellerei in Neustadt a. d. Haardt bzw. später der dortigen Forstmeisterei unterstellt. Der Dienstsitz des Försters lag bereits vor der Zerstörung der Burg 1688 im Pfälzischen Erbfolgekrieg (KEDDIGKEIT *et al.*, 2003) im Bereich des 1763 erbauten kurfürstlichen Jagdhauses, wie aus dem Streit um eine zwischenzeitlich von Elmsteiner Bürgern über die Einfahrt des früheren Forsthauses gebaute Stallung hervorgeht (LA SP A2 372-1). Es wurde ebenfalls 1688 zerstört. Die Neuorganisation des kurpfälzischen Forstwesens durch den Erlass der Forst- und Jagdordnung durch Kurfürst Carl Ludwig 1711 und die Einrichtung des Oberjäger- und Oberforstmeisteramtes im darauffolgenden Jahr (MÖRZ, 1986) hatte anscheinend auch für Elmstein unmittelbare Folgen. 1717 wird in einem Waldvisitationsprotokoll bereits der erste Elmsteiner Förster aus der Försterfamilie Haag genannt. Er wohnte offenbar in Appenthal (MOSER, 2006).

Im Zuge der merkantilistischen Bestrebungen des Kurfürsten Carl Theodor durch „eine zentrale staatliche Leitung der Wirtschaft den allgemeinen Wohlstand und damit die Einkünfte des Landeserariums zu heben“ (MÖRZ, 1986) wurden dann in den 1750er Jahren auch die Grundlagen der örtlichen Forstverwaltung einschließlich der hierfür erforderlichen baulichen Infrastruktur geschaffen. Es wurden das kurfürstliche Jagdhaus in Elmstein (Alte Forststr. 3) als Sitz des Forstamtes und die Jagdhäuser Speckhenrich auf dem zum Bloskülb zählenden Brogberg zwischen Speyerbrunn und

Iggelbach sowie Breitscheid am Heidelbeereneck oberhalb des Legelbachs erbaut. Das Jagdhaus Bloskülb wurde 1788 Sitz der neu eingerichteten zweiten Försterstelle zu Elmstein (KEIPER, 1930). Es bestand bis 1831. Dann wurde es aufgelassen und als Ersatz das 1909 abgebrannte alte Forsthaus in Iggelbach erbaut. Die einsame Lage hatte sich mehr und mehr zu einem Problem für den Betrieb entwickelt, insbesondere nachdem sich „wegen der damals herrschenden Gespensterfurcht“ kein Dienstpersonal für den Försterhaushalt mehr fand. Den von H. Weintz aufgenommenen Grundmauerresten zufolge scheint es sich um ein unmittelbar am Weg zum Eschkopf gelegenes Einfirsthaus von 6 m Breite und 10 m Länge mit Teilunterkellerung auf der Nordseite und Scheune im südlichen Gebäudedrittel gehandelt zu haben (WEINTZ, 1927).

Das erste Forsthaus direkt bei Speyerbrunn wurde erst 1825/26 errichtet. Es war Teil eines, wohl in Folge der Neuorganisation „die Forstbezirkseinteilung und die äußere Forstdienst-Einrichtung in den königlichen Staatswaldungen betreffend“ entwickelten Bauprogramms von fünf Häusern für Forstwärter. Deren Aufgabe war der Forstschutz, also der Schutz des gepflegten Waldes vor Forstfrevlern und Wilderern. Offenbar war erkannt worden, dass diese Aufgabe nicht in befriedigender Weise von den zentralen Forstämtern aus erfüllt werden konnte, sondern die dezentrale Schaffung von Wohn- und Dienstgebäuden unmittelbar in den betreffenden Forstbezirken erforderte. Selbstverständlich waren die Forstwärter bei der ansässigen, armen Bevölkerung in der Regel alles andere als beliebt. Dies könnte auch, gerade bei Speyerbrunn, ein Grund dafür sein, warum die Forstwartwohnung nicht - wie eigentlich naheliegender - in den Ort Speyerbrunn oder den Ort Mückenwiese platziert wurde, sondern an die abseits zwischen den beiden Ansiedlungen gelegene Einmündung des Enkenbachtals. Offiziell wird es im Kostenanschlag vom 22.01.1825 als „Häuses, Scheune und Stallung zur Dienstwohnung eines Forstwartens an der Enkenbach ohnweit der Mückenwiese“ bezeichnet (LA SP H5 334). Merkwürdig ist dennoch, dass das Forsthaus im 19. Jahrhundert stets als Forsthaus Mückenwiese bezeichnet wurde, obwohl es auf der entgegen gesetzten westlichen Seite des Mückenberges und deutlich näher an Speyerbrunn lag. Begründet wurde die Platzwahl in den Vorbemerkungen des Kostenanschlags derart, „dass die Forstwarts-Wohnung anstatt auf die Mückenwiese an die Enkenbach gebaut werde, weil dasselbe besser an den Weg nach Trippstadt, und näher an den Speyerbrunnen kömmt, auch auf dieser Baustelle das nöthige Forstland dem Bewohner gegeben werden könne“. Offenbar waren also erste Überlegungen von einem Bau auf der Mückenwiese ausgegangen und der Name wurde trotz des verlegten Bauplatzes beibehalten.

Neben dem Forstwärterhaus an der Mückenwiese wurden im gleichen Zug solche bei der Wolfsgrube, am Helmbach, an der Kreuzbrücke und an der Weilach geplant. Abgesehen von dem Hof Weilach, im Forstamtsbezirk von Bad Dürkheim, befanden sich alle Bauplätze im Zuständigkeitsbereich des Forstamts Elmstein (LA SP H5 334).

An der Kreuzbrücke über den Hochspeyerbach bei Frankeneck stand bereits vor der Ortsgründung 1786 ein herrschaftliches Forsthaus, der Hof Kreuzbrück. An der

Weilach stand zwischen Leistadt und Bad Dürkheim am Fuß des Peterkopfes ein herrschaftlicher Hof, der in Folge der Französischen Revolution zerfiel (KARN & MERTZENICH, 1995). Bei den Projekten am Helmbach, am Enkenbach und bei der Wolfsgrube handelte es sich hingegen um Neugründungen an bislang unbesiedelter Stelle.

Die Bauten wurden zunächst Anfang 1825 nach einem einheitlichen Plan von der k. (königlichen) Bau-Inspection Speyer entworfen und es wurden entsprechende Kostenvoranschläge erstellt. Alle Bauten zusammen sollten 12362 fl (Gulden) 10 kr (Kreuzer) kosten. Die königliche Regierung des Rheinkreises, Kammer des Innern, stellte nach Vorlage jedoch fest: „Die ... Kostenanschläge über die Erbauung der Forsthäuser an der Helmbach, an der Wolfsgrube und an der Mückenwiese haben eine so bedeutende Überschreitung der für diese Zwecke allerhöchst genehmigten Positionen dargestellt, dass man sich bewogen fand, durch den k. Kreis-Ingenieur abgeänderte Baupläne und Kostenberechnungen ... anstellen zu lassen“. Nach einem Monat legte der k. Kreis-Ingenieur Panzer am 6. Mai 1825 die revidierte Planung vor. Er hatte hierzu gemeinschaftlich mit dem k. Distriktsbaukondukteur Marggraf vor Ort alle Bauplätze, die Materialverfügbarkeit und die Transportkosten untersucht sowie die Entwürfe und Voranschläge hinsichtlich fehlender Positionen einerseits und Einsparungsmöglichkeiten andererseits überarbeitet. Die neuen Pläne wurden von Marggraf angefertigt. Das Ergebnis der Revision war eine Kostenreduktion um immerhin 3011 fl 3 kr, also um etwa ein Viertel des ursprünglichen Betrages.

Vergessen wurde bei der ersten Planung die Notwendigkeit der Anlage je eines Brunnen an der Wolfsgrube und an der Weilach und eine Lehmlage zur Abdichtung in allen fünf Scheunen. Hinzu kam die Feststellung von Panzer und Marggraf, der Bauplatz am Eingang des Enkenbachtals bestehe „auf einer mittleren Tiefe von 2 Meter aus ungeflöztem Sande, dem der nötige Widerstand gegen die Last der Mauern gebricht“. Sie kamen daher zu dem Schluss, dass es nötig sei, um „hohe Fundamentmauern und den sich hieraus ergebenden Kostenaufwand zu vermeiden, die Kommunikation zwischen der Scheune, den Ställen und der Wohnung zu erleichtern und dem Holzplatze eine mit den Böden der Gebäude gleich hohe horizontale Lage zu verschaffen“, es zweckmäßig erscheint, „in dem deshalbigen Voranschlage voraus zu setzen, dass die lockre Erde bis zu der angemessenen mittleren Tiefe von 1,20 m abgetragen und die Berglehne zwischen dem Wohnhause und dem Ökonomiegebäude mittelst einer Trockenmauer abgesteift werde“. Der Mehraufwand für diese Baugrundverbesserung wurde mit 23 fl. 46 kr beziffert.

Die Einsparungen sollten einerseits darauf beruhen, dass im Unterschied zu den Kostenvoranschlägen der k. Bau-Inspection nicht nur das Holz für die Zimmerarbeiten, sondern auch dasjenige für die Schreinerarbeiten (Türen, Läden, Böden ...) aus dem k. Wald genommen werden sollte. Vor allem sollten sie aber dadurch erreicht werden, dass die Raumhöhe von 3,00 m auf 2,60 m und die auf 50 cm Dicke geplanten Wandstärken auf 45 cm Außenwand- und 30 cm Innenwandstärke reduziert werden

sollten. Es wurde dabei eingeräumt, dass die geringeren Wandstärken einen erhöhten Bearbeitungsaufwand beim Steinmaterial nach sich ziehen, aber behauptet, im Gegenzug wäre die Wandoberfläche dann so gut, dass *„der Verputz der Wände von aussen als ganz entbehrlich unterlassen werden kann“*. Weitere Einsparungen waren möglich durch die Weiterverwendung bestehender Bauten. So waren an der Helmbach bereits Backofen, Schweinestall und Abtritte bei zwei dem Staat gehörenden, naheliegenden Bauten vorhanden. Letztlich war also dem Kreisingenieur Panzer die bis heute gültige Tatsache bekannt, dass größere Einsparungen nur durch eine Verringerung des Bauvolumens möglich sind.

Bei dem geplanten Forsthaus an der Weilach fiel die Einsparung allerdings relativ gering aus, da Panzer - mangels der erforderlichen Materialqualität - es für ausgeschlossen hielt, wie zunächst geplant das Steinmaterial der dort befindlichen Hofruine für den Neubau wiederzuverwenden.

Die überarbeiteten Entwürfe unterschieden sich in zwei Gruppen: Während an der Wolfsgrube, am Helmbach und an der Weilach der gewölbte Keller unter dem Wohnhaus errichtet werden sollte, wurde an der Kreuzbrücke und am Enkenbach ein oberirdischer Gewölbekeller wegen dem *„geringen Höhenunterschied zwischen dem Boden und Oberfläche des vorbeifließenden Wassers unumgänglich notwendig“* erachtet. Diese Änderung der vom Baukondukteur Marggraf gezeichneten Ausführungsplanung vom 18. Januar 1825 und dem zugehörigen Kostenanschlag wurde berücksichtigt. Dies belegt eine Passage der Baubeschreibung, die anlässlich der Übergabe der Dienstwohnung an den k. Forstwärter Stephan durch den Baukondukteur Menzel am 24 Mai 1842 angefertigt wurde: *„Das Hauptgebäude grenzt mit seiner vorderen langen Seite an den nahe vorbeiziehenden Fahrweg nach Elmstein und Trippstadt und mit der hinteren an den geschlossenen Hofraum, in welchem sich unter einem Dache Scheune, Keller und Stall und auf der Seite unter einem anderen Dache Abtritt und Schweinestall befinden“* (LA SP H5 334).

Das Wohnhaus war ein einstöckiges Gebäude mit hohem Sockel und Satteldach mit ca. 43° Dachneigung. Der Dachstuhl war als Pfettendach mit zweifach stehendem Stuhl konzipiert. Die Mauerlatten, Hauptgesimse und die Treppen wurden aus Eiche gefertigt, die restlichen Zimmerarbeiten aus Kiefernholz. Die Eindeckung erfolgte als (Biberschwanz-) Doppeldeckung. Der von Marggraf geplante halbe Walm wurde allerdings von Bauinspekteur Spatz in der Revision gestrichen. Nicht bekannt ist, ob die Gesimse tatsächlich wie geplant *„gleich Wetterdächer“* über die geführt und mit Ziegeln gedeckt wurden. Das Haus stand traufständig zur Straße. Eine gerade Steintreppe ohne Podest führte zu dem mittig in der Längsseite angeordneten Hauseingang. Der dahinter liegende Hausflur bzw. die zweiläufige, halb gewendelte Treppe ins Dachgeschoß an dessen Ende, teilten das Erdgeschoß symmetrisch in zwei Hälften. Rechts vom Flur führte eine Tür zu der Wohnstube, ihr direkt gegenüber eine weitere Tür in ein zusätzliches Zimmer. Der Ofen der größeren Wohnstube wurde vom Flur aus

beheizt, derjenige des linken Zimmers von der angrenzenden Küche aus. Die Schornsteine wurden im Dachgeschoß jeweils so verzogen, dass sie auf den massiv gemauerten Scheidwänden zum Hausflur aufsitzen konnten. Hinter der Wohnstube und von dort durch eine Zwischentür in einer Fachwerkwand erschlossen, war eine Kammer angeordnet. Hinter dem linken Zimmer und direkt vom Flur aus zugänglich, lag die Küche. Die Trennwand zum benachbarten Zimmer war hier aus Gründen der Brandsicherheit wegen dem dort befindlichen Herd und Backofen aus massivem Mauerwerk ausgeführt. Alle Zimmer hatten je ein Fenster auf der Längs- und eines auf der Giebelseite. Lediglich bei der Küche wurde das Fenster zum Hof durch eine Hintertüre ersetzt. Andernfalls hätte der Nutzer immer erst um das Haus herum zur Toreinfahrt gehen müssen, um in den Hof, an den Stall und den Abort zu gelangen. Der stichbogig gewölbte Keller sollte ursprünglich unter der Küche angeordnet und von dort durch eine separate Treppe erschlossen werden. Der Kellerabgang sollte zum Schutz vor Kälte durch einen Bretterverschlag aus *„gehobelten übereinander gefälzten Bord“* mit Tür abgetrennt werden. Der dann neben dem Stall gebaute Keller wurde ebenfalls überwölbt, aber nur 60 cm tief in den Grund abgesenkt. Im Dachgeschoß des Hauses waren eine weitere Kammer und ein Speicher. Küche, Keller und Hausflur wurden mit einem 7 bis 10 cm starken Plattenbelag aus Sandstein versehen. Die übrigen Zimmer erhielten Böden aus Kieferndielen. Die Decken wurden verrohrt und verputzt. Die Innenwände wurden ebenfalls verputzt, wobei die Balken des mit Sandsteinen ausgemauerten Fachwerks sichtbar blieben. Die Decken wurden zur besseren Isolierung mit Stickschilf und Strohhalmwickeln ausgeführt. Aus dem gleichen Grund wurden die Wände der Zimmer bis auf Fensterhöhe mit einer Holztafelung versehen. Tür- und Fensteröffnungen erhielten außen Rahmungen aus Hausteingewänden. Der geplante Außenputz von Wänden und Sockel wurde vermutlich nicht ausgeführt. Der äußere Anstrich hätte mit *„blasgelber, oder blasgrauer Wasserfarbe in zweimaliger Auflage“* erfolgen sollen. Nach der Einsparung war die Oberfläche vermutlich ähnlich dem älteren Forstamt Elmstein-Nord, das ebenfalls steinsichtig ausgeführt worden war. Fenster und Türen waren rechteckig mit geradem Sturz geplant. Hiervon deutlich unterschieden waren die halbkreisförmigen Thermenfenster mit zwei Stützen in den Giebfeldern, die, neben der strengen Axialsymmetrie und der Reduktion der Formen, am deutlichsten auf den Formenkanon des Klassizismus verweisen. Die Haustür mit Oberlicht wurde außen als Rahmen-Füllungstür aus Eiche und innen als Brettertür aus Kiefernholz ausgeführt. Auf der Außenseite wurde sie mit Leinölfirnis als Wetterschutz gestrichen. Die Innentüren wurden als 4-Füllungstüren aus Tanne oder Kiefer hergestellt. Alle Fenster, auch die Bogenfenster der Giebel, erhielten Klappläden aus Kiefernholz mit eichenen Einschiebleisten, die perlblau mit Ölfarbe gestrichen wurden. Die Fenster im Erdgeschoß wurden aus Eichenholz vierflügelig hergestellt, wobei nur oben ein festes Höhenholz in der Mitte eingefügt war.

Die überarbeiteten Pläne wurden am 17. Mai 1825 genehmigt, wobei hinsichtlich der Raumhöhe ein Kompromiss von 2,80 m beschlossen wurde.

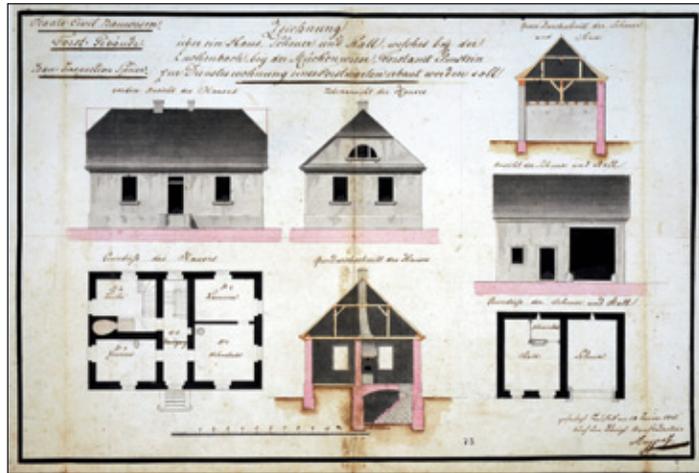


Abb. 2: Plan des Forsthauses bei der Enkenbach vom 18. Januar 1825 (LA SP H5 334 fol. 75).

Ein Vorschlag Panzers zur Vergabe und Ausführung wurde jedoch von der Kammer des Innern verworfen. Er hatte vorgeschlagen, wegen der fortgeschrittenen Jahreszeit und vor allem wegen der anspruchsvolleren Steinbearbeitung, „die größere Sorgfalt und Geschicklichkeit voraus setzt, als man berechtigt ist von gewöhnlichen Handwerksleuten zu erwarten“, sämtliche Bauarbeiten ohne die übliche Versteigerung, also ohne Ausschreibung/Vergleichsangebote, an einen Unternehmer namens Schwärzler zu vergeben. „Die Handwerksleute, welche diesen Bauten zunächst wohnen, entbehren, nach Überzeugung des ehrfurchtvollst Unterzeichneten, dieser Eigenschaften und haben bey Gelegenheit der Errichtung der Forstgebäude auf der Bloßkühl und bei der Glashütte öfters Veranlassung zur Unzufriedenheit gegeben. ... Dagegen gewährt der Unternehmer Joseph Schwärzler, welcher schon viele Beweise von seiner Redlichkeit und seiner Brauchbarkeit im Bauwesen abgelegt hat, vollkommene Sicherheit und dürfte hiebey die gewöhnliche Ausführung zu sichern.“ Wie nicht anders zu erwarten war, wurde dieser Vorschlag einer freihändigen Vergabe umgehend den örtlich ansässigen Bauunternehmern bekannt. Bereits am 11. Mai 1825 schickten der Zimmermeister Philipp Huber und der Schlossermeister Friedrich Lang, beide aus Lambrecht, eine sehr energische Petition diesbezüglich an die Regierung des Rheinkreises. Sie stellen darin fest, dass es grundsätzlich die Regel sei, die Arbeiten zu versteigern, um durch die Konkurrenz günstige Preise zu erzielen, dass gute, geeignete und wirtschaftlich gesunde Firmen (einschließlich ihrer selbst) vorhanden seien und „dass dadurch den übrigen Handwerksmeistern der dortigen Gegend welche bei den gegenwärtigen kümmerlichen Zeiten ohnehin sehr in ihrer Nahrung leiden, vollends aller Verdienst geraubt“ werde. Darüber hinaus sei Schwärzler überhaupt kein Bauunternehmer, sondern gegenwärtig als Bauaufseher beim Straßenbau tätig. „Dass Schwärzler weder ein Eingeborner war, noch Staatsbürger, sondern blos der Diener von Privatleuten ist, dass er dem Staate keine Steuern bezahlt, sind schon an und

für sich Umstände, welche ihn nach den Grundsätzen der Nachbarstaaten von jeder Unternehmung ausschließen sollten.“ Zudem sei es einem einzelnen Unternehmer überhaupt nicht möglich bei der großen Entfernung der Baustellen untereinander die Aufsicht gleichzeitig zu führen. Diese nachvollziehbaren Argumente wurden aufgegriffen und die Versteigerung der Aufträge am 6. Juni d. J. beim Land-Comisariat in Neustadt angeordnet (LA SP H5 334).

Tatsächlich erhielt Philipp Huber den Zuschlag für das günstigste Angebot für den Bau des Forsthauses an der Mückenwiese. Die Errichtung der Bauten an der Helmbach und an der Wolfsgrube wurde hingegen an den Unternehmer Jakob Weber aus Grevenhausen (heute ein Teil von Lambrecht) vergeben. Die Forsthäuser an der Kreuzbrücke und an der Weilach scheinen nicht ausgeführt worden zu sein (LA SP H5 334).

Bereits am 29. August bittet Huber um eine Verlängerung der Frist für die Fertigstellung der Mauerarbeiten. Der Termin Ende August sei nicht einzuhalten „1. durch Verspätigung der Genehmigung und 2. durch Abänderung des Planes hinsichtlich der dazu zu verwendenden Steinen, die so zugerichtet werden müssen, dass um zwei Maurer per Tag zu beschäftigen, man zehn Steinhauer dazu nötig hat.“ Es wurde aber die Fertigstellung sämtlicher Arbeiten - wie geplant - bis Ende November 1825 in Aussicht gestellt. Der Termin wurde wunschgemäß ausgesetzt und der Bau „bis auf einige im Frühjahr vorzunehmende Nachbesserungen vorschriftsmäßig vollendet“. Die Bauaufsicht vor Ort führte anstelle des zuständigen Bau-Inspecteurs Spatz der Bau-Aspirant G. Strauß. Der Bau kostete 1897 fl und blieb damit sogar noch unter dem Kostenvoranschlag von 1903 fl (LA SP H5 334).

Kleinere Reparaturen hatten die Nutznießer selbst zu erledigen, größere Schäden sollten möglichst schnell gemeldet werden. In der Regel wurden „kleinere Baufälle“ beim Übergang auf einen neuen Mieter vom Bauamt aufgenommen und die Beseitigung dem Vormieter in Rechnung gestellt. Dabei kam es aber regelmäßig zu Streit. So weigerte sich beispielsweise die Witwe des Forstwarts Bingert die Kosten der Reparaturen beim Übergang des Forsthauses Mückenwiese an den k. Forstwärter Stephan 1842 in Höhe von 15 fl 8 kr zu bezahlen. Größere Schäden oder Mängel an Funktion und Ausstattung wurden in diesem Zusammenhang nicht bemerkt (LA SP H5 334).

Probleme entstanden im Zusammenhang mit der Forstwärterwohnung an der Mückenwiese erst 1853 mit der Versetzung des k. Forstwarts Guckenbiehl dorthin. Diese Probleme waren aber nicht in der Architektur begründet, sondern in der Lage und dem zugehörigen landwirtschaftlich nutzbaren Land sowie - in Anbetracht der Tatsache, dass diese Probleme erstmalig mit dem Personalwechsel eintraten - wohl auch der Persönlichkeit Guckenbiehls. Dieser fängt direkt nach seiner Versetzung an Beschwerde wegen der schlechten Qualität des Ackerlands zu führen. Die Auseinandersetzungen ziehen sich bis 1876 hin (LA SP H5 334 und 5288). Guckenbiehl, dem das Forstamt Elmstein 1856 bescheinigt, dass er „zu den besten Forstschutzbediensteten seines Amtsbezirks zählt“, fordert letztlich eine Erhöhung seines Gehalts, da er einen

Aufenthaltort angewiesen bekommen habe, „wo derselbe auf eine Wegstrecke von 4-5 Stunden die nöthigen Lebensmittel herbei holen muss und deshalb ist derselbe gezwungen eine kleine Oekonomie zu treiben“, zumal die Lage hohe Transportkosten für Versorgungsgüter bewirke. „Allein nicht blos das enge durch und durch von Wald überschattete und kalte Thal“ mache das im Enkenbachtal oberhalb des Forsthauses angeordnete Ackerland unergiebig, sondern auch der dort „vorherrschende Sandboden, so wie die Unterlage und zu Tag liegende Felsen ... gänzlich ertraglos“. Die Gehalterhöhung wurde dennoch von der Kammer der Finanzen abgelehnt. Es wird jedoch ein Vorschlag des Forstamts Elmstein befürwortet, den Holzabfuhrweg und den Enkenbach an den Fuß des Riesenberges, also ganz auf die Westseite des Tales, zu verlegen und dabei die zum Bau des Wegs notwendigen Steine vom Dienstland Guckenbiehls zu entfernen. Bislang habe „das Enkenbächlein selbst durch seinen unregelmäßigen Lauf dieses Dienstland durch Versandungen und Versumpfung nicht selten gefährdet“ (LA SP H5 5288). Ein massiver Bauschaden am Ökonomiegebäude trat 1866 ein. Forstwart Guckenbiehl meldete an das k. Forstamt, „in dem aerarialischen Forstwartsgebäude zu Mückenwiese ist vor einigen Tagen ein circa zwei Quadrat-Meter großer Theil der Decke herunter gestürzt. Durch diesen Baufall hat es sich gezeigt, dass die aus zusammengefügteten Balken bestehende Decke ganz faul ist und in kürzester Zeit vollends einzustürzen droht, wobei nicht nur das in dem Stalle befindliche Vieh, sondern selbst die dasselbe wartenden Personen in großer Gefahr stehen erschlagen zu werden, oder beim Futter holen auf dem Stalle, mit der Stalldecke in denselben hinunter zu fallen. Hierdurch geht auch alle Räumlichkeit für das Aufbewahren des Heus verloren und kommt der Unterfertigte bei der Ernte in die größte Verlegenheit. Ebenso ist das Holz an der Stallthüre so faul, dass kein Nagel mehr hält. Dieselbe muss beim Auf- und Zumachen größtentheils getragen werden und wird nächstens in sich selbst zusammenfallen“ (LA SP H5 334). Der Schaden zeigt drastisch die Probleme auf, die generell durch die Stallfeuchtigkeit an den Holzbalkendecken entstanden, weshalb die Viehställe im Verlauf des 19. Jahrhunderts überwiegend zunächst mit Gewölbe- und dann mit Kappendecken überdeckt wurden. Die Reparaturen wurden wegen der Dringlichkeit direkt von der Kammer der Finanzen genehmigt. Problematisch wurde die Versorgungslage wieder 1872, als Guckenbiehl durch Besitzerwechsel gepachtete Wiesen in der Nähe des Forsthauses verloren gehen. „Bei eingetretenem Besitzwechsel hat derselbe diese Wiese nicht wieder in Pacht bekommen und ist nun gezwungen, ... bei dem Fortbetrieb seiner Oekonomie das nöthige Futter zu kaufen oder aber bei dem Aufgeben derselben Milch, Butter p.p. mit großen Kosten von weither zu beziehen, da in der nahe gelegenen Ansiedelei Speyerbrunn und in dem über eine Stund entfernten Elmstein bei der bekannten Armuth der dortigen Waldbevölkerung weder Milch noch Butter zu bekommen ist. Unter diesen mißlichen Verhältnissen wird aber kein Förster auf diesem isolierten Posten lange bleiben wollen und nur ein ständiger Personalwechsel zum Nachteil des Waldes die Folge hiervon sein.“ 1874 wird ihm deshalb eine 1 Tagwerk große, brachliegende und bewässerbare Wiese im Mückenthal als Dienstland überwiesen, dessen Herrichtung sich aber noch bis 1876 hinzieht (LA SP H5 5288).

Nachfolger Guckenbiehls im Forsthaus an der Mückenwiese wurde 1878 der k. Förster Candidus. Er sollte eigentlich auch das 1883 neu erbaute Forsthaus in Speyerbrunn beziehen.

4. Das Forsthaus zu Speyerbrunn

Der tatsächliche Grund für die Aufgabe des Forsthauses Enkenbach und der Neubau des Forsthauses in Speyerbrunn ist aus den bislang zugänglichen Archivalien nicht zu entnehmen. Die in den 1930er Jahren im Forsthaus Speyerbrunn zur Untermiete lebende Lehrerin Clara Grünenwald behauptet in ihren Aufzeichnungen, dass alte Forsthaus sei „ungesund (Mauerschwamm)“ gewesen (GRÜNENWALD, 1939). Grundsätzlich ist ein Pilzbefall infolge feuchter Mauern bei dem nassen Untergrund am Enkenbach nachvollziehbar. Merkwürdig ist dann aber, dass im Übergabeprotokoll an den Förster Candidus von 1878 keinerlei Vermerk hierzu auftaucht. Es wurde lediglich festgestellt, dass die Räume neu zu tünchen seien. 1884 hingegen, nach dem Umzug des Försters in das neue Forsthaus, behauptet das k. Landbauamt, das alte Forsthaus sei „im höchsten Grade baufällig gewesen“ (LA SP H5 5288). Zumindest scheint also ein sehr hoher Renovierungsbedarf als Begründung für den Neubau angegeben worden zu sein. Es kann aber auch eine Rolle gespielt haben, dass mit der Änderung der Forstwärterstelle in eine Försterstelle 1860 ein Funktionswandel eingetreten war, der die vom Ort Speyerbrunn abgelegene Lage nicht mehr rechtfertigte, sondern nur noch nachteilig werden lies.

Die Verlagerung direkt nach Speyerbrunn scheint nicht umstritten gewesen zu sein, wohl aber der konkrete Bauplatz dort. Im Eigentum des Forstes war neben dem großen Holzabladeplatz südlich der Johanniskreuzer Straße auch ein angrenzendes Stück Gartenland nördlich der Straße, zwischen dem 1851 erbauten Schulhaus und dem inzwischen aus zwei Häusern mit Nebengebäuden bestehenden Speyerbrunner Hof. Förster Candidus forderte den Bau des neuen Forsthauses auf diesem Grundstück, da es günstig direkt nach Süden orientiert, windgeschützt und trocken ist. Diese Forderung fand jedoch keine Zustimmung, weshalb sich Candidus umgehend versetzen lies und Förster Friedr. Weinkauff während der Bauzeit des neuen Forsthauses als letzter Förster noch kurzzeitig das alte Forsthaus Enkenbach bezog (GRÜNENWALD, 1939).

Als Bauplatz für das Forsthaus Speyerbrunn wurde das gerade noch zur Gemeinde Elmstein gehörige westliche Ende des Holzabladeplatzes unterhalb des Speyerbrunner Ecks zwischen der gefassten Speyerbachquelle und dem Schwarzbach und in unmittelbarer Nachbarschaft zum Speyerbrunner Woog ausgewählt. Das Forsthaus lag direkt am Bollerplatz. Die Straße nach Erlenbach wurde erst 1897-99 ausgebaut. Aus architektonischer Sicht ist diese Platzwahl tatsächlich fragwürdig. Funktional wäre ein Standort oberhalb der Straße gleichwertig gewesen. Dafür war der gewählte Standort im Schatten des Berges und auf nassem Grund zwischen der Quelle und dem Bach

gelegen, im Hinblick auf den Baugrund und die Sonneneinstrahlung ausgesprochen ungünstig. Allerdings stand als Bauplatz oberhalb der Straße auch nicht das ganze Stück neben dem Schulhaus von der Straße zum Waldrand zur Verfügung, wie Grünwald eventuell meinte, sondern nur ein schmaler, zwischen 6 m und 9 m tiefer Geländestreifen (Fl.-Nr. 2885/8), der von dem ursprünglichen Grundstück des Speyerbrunner Hofes (Jos. Obeldobel) abgeteilt worden war. Vermutlich war ein Zuerwerb im Bereich der nördlich anschließenden Terrasse nicht möglich und der Zuschnitt des im Eigentum des Staats befindlichen Gartenstücks hätte eine befriedigende architektonische Lösung sehr erschwert.

Ausschlaggebend dürften, neben den Eigentumsverhältnissen und dem Grundstückszuschnitt, zwei weitere Aspekte gewesen sein: Zum einen wurde offensichtlich nach wie vor die Möglichkeit der Nebenerwerbslandwirtschaft für ein Forsthaus sehr hoch geschätzt und deshalb das sonnenbeschienene Gartenland auf der Nordseite des Tals von Bebauung frei gehalten. Dies ist auch bei der restlichen Bebauung des Ortes mit Ausnahme des Schulhauses (ohne Pflanzgarten) und der Gastwirtschaft im Speyerbrunner Hof der Fall. Heute wären die Präferenzen vermutlich genau umgekehrt. Zum anderen ist die Platzwahl in städtebaulicher Hinsicht hervorragend. Von Elmstein kommend ist das Speyerbrunner Forsthaus der perfekte Blickfang und damit bestens geeignet die besondere Bedeutung des Forstes bzw. der Forstbehörde für den Ort und den mittleren Pfälzerwald zu repräsentieren.

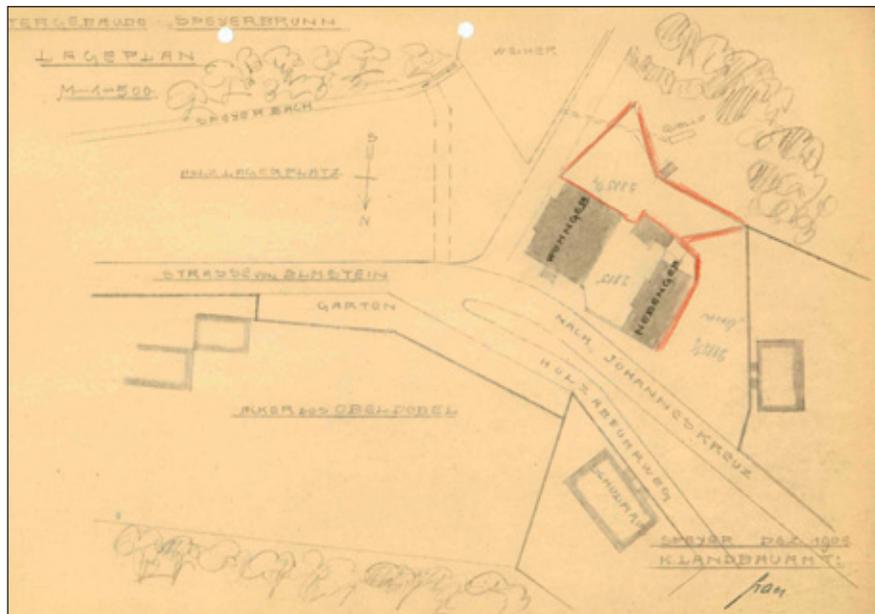


Abb. 3: Lageplan des Forsthauses in Speyerbrunn, Landbauamt Speyer, Dezember 1908 (FA Johanniskreuz, Baubestandsbuch für das Forstdienstgebäude Speyerbrunn).

Dieser ausgeprägte Wille zur Repräsentation unterscheidet auch die Architektursprache des Forsthauses deutlich von den schlichten Vorgängerbauten und macht es zu einem wichtigen Bindeglied zwischen den weitestgehend funktional geprägten früheren staatlichen Forsthäusern der Region und den späteren, anspruchsvoll und reich gestalteten Forsthäusern des Historismus.

Noch das 1848 erbaute, in der Hierarchie höher angesiedelte Gebäude des Forstamts Elmstein-Nord war ein einfaches Funktionengebäude, das ganz dem Geist der königlichen „Instruction über die administrative Behandlung des Bauwesens in allen Staatsgebäuden ohne Unterschied“ vom 13. August 1819 entsprach. Hierin wird bestimmt, dass „bei Entwürfen von Bauplänen vor allem auf eine schöne und gesunde Lage, ... , wesentlich zu sehen, den Bau im Innern in substantieller Hinsicht alle mögliche Bequemlichkeit, verbunden mit der erforderlichen Solidität und Feuersicherheit zu verschaffen, und mit Beseitigung alles Uebermaßes von Raum, sich lediglich auf das gegebene und dem Zwecke angemessene Bedürfnis zu beschränken“. Zur äußeren Gestaltung wird festgelegt, dass „der Allerhöchsten Absicht gemäß, dass in so weit es den staatswirtschaftlichen Grundsätzen nicht zuwider ist, der Kunst mit der Fortschreitung mit dem Zeitgeist keine Schranken gesetzt, sondern zur Verbreitung des Geschmackes durch die ärarialischen Neubauten anschauliche Beispiele angestellt werden sollen, und es läßt sich von den wissenschaftlich gebildeten Individuen der gegenwärtigen Baubehörden erwarten, dass selbe das Schöne in der Einfachheit des Styles, in den schönen Formen und Verhältnissen, nicht aber in zwecklosen Verzierungen zu suchen, sich befließen werden“ (DÖLLINGER, 1838). Damit ist klar die Vorbildfunktion, die von den Staatsbauten ausgehen sollte, thematisiert. Das Forstamt war ein einstöckiges, unverputztes Sandsteinhaus mit Satteldach und rechteckigen Fenstern. Lediglich die anspruchsvoll profilierten Sandsteingewände der Türen und Fenster und die für die Region untypisch flache Dachneigung erhoben es über die zeitgenössischen Privathäuser des Ortes. Laut H. Weintz stammte die Planung des Forsthauses von dem Revierförster A. Kreuter, der zunächst in Iggelbach und dann in eben diesem Forsthaus wohnhaft war (WEINTZ, 1927). Im Hinblick auf das gut organisierte bayerische Bauwesen ist dies allerdings anzuzweifeln.

Wesentlich größeren Einfluß auf die Gestaltung des Forsthauses in Speyerbrunn dürfte das 1857/58 erbaute Forsthaus in Erfenstein gehabt haben. Es war aber kein königliches Forsthaus, sondern als Land- und Jagdhaus Wolf der Sitz eines Privatförsters (KARN & MERTZENICH, 1995) und somit nicht den staatlichen Restriktionen unterworfen. Das spätklassizistische Wohnhaus ist mit den typischen Elementen des sog. „Schweizerhausstils“ versehen. Diese vom Geist der Romantik inspirierte Spielart des Klassizismus entstand im Zusammenhang mit der Parkarchitektur der englischen Landschaftsgärten (Chalet- oder Cottagestil) und sollte durch das Aufgreifen einzelner markanter Elemente traditioneller alpenländischer Holzbauten in idealisierter Form die Vorstellung vom einfachen und naturverbundenen Landleben symbolisieren. Sie steht in einem engen Zusammenhang mit dem ersten Aufkommen des Alpentourismus zu Beginn des 19. Jahrhunderts in Folge der Erstbesteigung des Mont Blanc und

deren literarischer Auswertung. Bereits 1829/30 wurde - wohl als erstes Beispiel im deutschen Raum - in der königlichen Parkanlage auf der Pfaueninsel bei Potsdam nach Plänen von Schinkel ein sog. „Schweizerhaus“ erbaut. Es handelte sich keineswegs um die Kopie eines wirklichen schweizerischen Bauernhauses, sondern um ein klassizistisches Gebäude, das lediglich mit einem relativ flach geneigten Satteldach, Holzverzierungen an Ortgang und Traufe sowie hölzernen, ornamental verzierten Balkonbrüstungen auf die ländliche Idylle und Waldeinsamkeit der Schweiz verweisen sollte. Das ebenfalls unter königlich preußischer Bauherrschaft bei Trechtingshausen am Rhein im Zusammenhang mit dem Wiederaufbau der Burgruine Rheinstein 1842 errichtete Schweizerhaus fällt hingegen aus dem üblichen Rahmen, da es anscheinend tatsächlich der Nachbau eines originalen schweizerischen Hauses ist (WEGNER, 2004).

Für die Architektur in der bayerischen Rheinpfalz war aber natürlich die Entwicklung in Bayern selbst von größerer Bedeutung. Diese steht jedoch, was zunächst verwundern mag, in einem direkten Zusammenhang mit den preußischen Bauten. Gleichzeitig mit dem Schweizerhaus auf der Pfaueninsel ließ Prinz Wilhelm von Preußen bei Schloss Fischbach im schlesischen Riesengebirge eine „Schweizererei“, ein Forsthaus dessen Architektur schweizerische Motive mit ortstypischer Umgebende-Bauweise verband, errichten. Dieses gefiel dem bayerischen Kronprinzen Maximilian bei seinem Besuch 1842 offenbar so gut, dass er 1853 durch den Architekten Georg Friedrich Ziebland eine Kopie, das Schweizerhaus in der Bleckenau, nahe bei Schloss Hohenschwangau bauen lies. König Maximilian II. Josef war es auch, der versuchte am bayerischen Bodenseeufer bei Lindau, vor allem aber am Starnberger See, eine bayerische Variante der Schlösser- und Gärtenlandschaft von Potsdam zu realisieren. Bei Lindau wurde 1850 durch den schweizerischen Architekten Johann Christoph Kunkler für die Villa Lindenhof des Bankiers Friedrich Gruber ein Schweizerhaus als repräsentatives Ökonomiegebäude geplant. Der gleiche Architekt versah unmittelbar danach auch die benachbarte Villa Amsee des Prinzen Luitpold mit Veranden und Pergolen im Schweizerhausstil. Den „Prototyp für den eleganten Villen- und malerischen Landhausbau am Starnberger See, der darüber hinaus in ganz Süddeutschland Verbreitung finden sollte“ erbaute jedoch der Architekt Franz Jakob Kreuter mit dem Casino auf der Roseninsel im Auftrag Maximilians II. Josef 1851/52 (NERDINGER, 1997). Kreuter griff bewußt und direkt auf das Vorbild der im römisch-italienischen Stil erbauten Anlage der Römischen Bäder und des Gärtnerhauses von Ludwig Persius in Potsdam zurück, verband diese italienisch inspirierte romantische Architektur aber in origineller Weise mit Motiven der alpenländischen Holzarchitektur. Damit war endgültig der strenge, aber auch etwas starre Klassizismus Gärtners (s. Villa Ludwigshöhe bei Edenkoben) überwunden. Diese Entwicklung verband sich mit einer seit den 1830er Jahren spürbaren Tendenz der zunehmenden Individualisierung der Architektur und Stilwahl in Bayern durch die Schaffung eines nationalen Baustils entgegen zu wirken. Die Übernahme und Weiterentwicklung traditioneller Eigenheiten bayerischer Bauernhäuser zunächst für private Sommerhäuser, bald aber auch für „kleinere königliche und Staats-

und Gemeindebauten, als Forst- und Zollhäuser, Pfarr- und Schulgebäude etc.“ mündete schließlich in eine entsprechende offizielle Empfehlung der Regierung des Isarkreises von 1836. Vorbildcharakter für die weitere Verbindung von Motiven aus dem überkommenen bayerischen Bauernhausbau mit zeitgemäßen Wohnansprüchen hatte der 1843 publizierte Entwurf eines Landhauses von Josef Unger. Die so entstandene Architektursprache wurde allgemein als bayerisch und national empfunden und bald auch auf Landesteile mit eigenen und völlig abweichenden Bautraditionen, wie die Rheinpfalz, und sogar in gänzlich unpassender Weise in städtische Situationen übertragen (NERDINGER, 1997).

Direkt von Kreuters Casino beeinflusst wurde laut NERDINGER (1997) der Entwurf der nahezu zeitgleich entstandenen Villa Denis im Diemersteiner Tal. Sie weist die gleiche Mischung aus spätklassizistischer Architektur, romantischem italienischen Landhausstil mit Elementen traditioneller alpenländischer Bauernhäuser im Sinne des Schweizerhausstils auf. Die Diemersteiner Villa des „Erbauers der Pfälzischen Ludwigsbahn“ Paul Camille von Denis, dessen Vater übrigens Kreisforstmeister in Neustadt war, hatte ihrerseits großen Einfluss auf die weitere Entwicklung in der bayerischen Rheinpfalz (HOFRICHTER, 1994). Die Ähnlichkeit des Wolf'schen Jagdhauses in



Abb. 4: Das Forsthaus in Erfenstein
(Foto: Jörg Finkbeiner).

Erfenstein zu der Villa Denis beginnt schon mit der Standortwahl. Beide Gebäude liegen direkt unterhalb eines felsigen Hangs, der von einer Burgruine bekrönt wird und mehr oder weniger abseits sonstiger Bebauung. Sie werden so bewusst als Teil einer romantisch verklärten Waldlandschaft inszeniert und sind zugleich Ausdruck einer Mittelalterbegeisterung, die mit dem in den Befreiungskriegen erstarken nationalen Selbstbewusstsein einherging. Beide Objekte stehen auf einer Terrasse, die sie über das umgebende Terrain erhöht und beide zeichnen sich durch die flach geneigten, weit überstehenden Dächer mit verzierten Sparrenköpfen und Freigespärren aus. Darüber hinaus handelt es sich bei dem Erfensteiner Jagdhaus aber natürlich um einen wesent-

lich einfacheren und kleineren Baukörper, der durch den Balkon und das mit einem Balkon versehene Dachhaus mit Brüstungsfüllungen und Stirnbrettern in Laubsägearbeit weit stärker als die Villa Denis dem Schweizerhausstil verbunden ist.

Eine Synthese stellt das 1870 für A. Jäger, den späteren Direktor der Pfalzbahn, erbaute sog. „Sommerbergschlößchen“ am Hang über Lambrecht dar, das einerseits die typischen Zierelemente des Schweizerhausstils, andererseits aber, wie die Villa Denis, über einen italienisch inspirierten Belvedereturm verfügt (KARN & MERTZENICH, 1995).

In den 1870er Jahren beginnt sich das vom alpenländischen Bauernhaus übernommene flachgeneigte Satteldach mit Dachüberständen, Freigespärre mit ornamental gesägten Windbrettern und profilierten Sparrenköpfen vom Typ des vereinzelt in Wald- oder Parklandschaft stehenden Hauses zu lösen und auch weitgehend beziehungslos bei städtischen Bauten zur Anwendung zu kommen. Regionale Beispiele hierfür sind die 1873 erbaute Villa Kern (Maximilianstr. 33) und ein Weingutsgebäude (Sauterstr. 18) aus dem Jahr 1882, beide in Neustadt a.d. Haardt. In beiden Fällen wurde die spezielle Dachform mit einem Kniestock, umlaufenden Sohlbankgesimsen und Rundfenstern bzw. runden Medaillons mit Büsten kombiniert. All diese Elemente kamen dann auch bei dem Speyerbrunner Forsthaus zur Anwendung.



Abb. 5: Das Forsthaus in Speyerbrunn von Osten (Foto: Jörg Finkbeiner).

parallel ausgerichtet ist. Dies wäre nicht unbedingt erforderlich gewesen. Ohne Probleme hätte das Gebäude auch weiter von der Straße abgerückt werden können, da es auf allen Seiten frei auf dem ehemaligen Westende des Holzplatzes stand und somit keine wirklichen Restriktionen vorhanden waren. Auch der heute zu dem benachbarten Anwesen Johanniskreuzer Str. 4 (ehem. Moserhof) gehörende Hof war bis auf einen schmalen Streifen vor dem Haus noch Teil des Holzabladeplatzes. Die enge

Anbindung an die Johanniskreuzer Straße verwundert umso mehr, als dass an dieser Engstelle auch noch der Graben des Schwarzbachs zwischen dem Haus und der Straße durchgeleitet werden musste. Die Schrägstellung in Bezug auf die west-östlich verlaufende Zufahrtsstraße von Elmstein her erhöht allerdings nochmals die städtebauliche Wirkung der östlichen Schaufassade. Parallel zum Wohnhaus steht an der Westseite des Hofes das Ökonomiegebäude mit Stall, Tenne und Holzlege. Die Nordseite ist um 3 m über die Flucht des Wohnhauses hinaus nach Norden versetzt, was durch die Kurve der Johanniskreuzer Straße möglich ist. Auf diese Weise wurde die Einfahrt durch das von Anfang an schräg neben dem Wohnhaus angeordnete Tor in den Hof und die Tenne erheblich erleichtert und zugleich die Gebäudegruppe durch die versetzten Giebelfronten wirkungsvoller in Szene gesetzt. An der Südseite liegt - frei zwischen Wohn- und Ökonomiegebäude stehend - der kleine Bau der Waschküche, des Backofens und des Schweinestalls. Letzterer steht nicht parallel zu den Kanten der großen Nachbargebäude, sondern, ohne notwendigen Grund, leicht verdreht. Hierdurch läuft die Flucht der vorderen hofseitigen Wand direkt auf die Ecke des Ökonomiegebäudes. Die Lücke zwischen den beiden Gebäuden wird unauffälliger und dennoch bleibt die Hofseite des Wohnhauses frei und unbeeinträchtigt.

Der Hofraum ist im Unterschied zu dem Forsthaus am Enkenbach nicht mehr mauerumschlossen, sondern wird lediglich von einem Zaun auf niedrigem Sandsteinmauersockel gefasst. Hierdurch sind Hof und Anwesen zwar klar umgrenzt, aber bei weitem nicht mehr so streng abgeschlossen. Der Hof wurde bewusst zur Durchgangsstraße und zum Schulhaus hin geöffnet, was auch die hervorgehobene Gestaltung der Hofassade des Ökonomiegebäudes belegt. Hier wurde offenbar gezielt von dem Vorbild des Forstamts Elmstein-Nord abgewichen, wo das Nebengebäude den Hof zur Straße hin abschließt. Durch den Hof, unter der Holzlege und unter der Toreinfahrt hindurch, verläuft der Schwarzbach. Sein Bachbett ist in Art der Triftbäche seitlich durch behauene Sandsteinquader gefasst und wurde im Hofbereich, vermutlich auch im weiteren Verlauf über den Holzabladepplatz mit große Sandsteinplatten abgedeckt. Diese Sandsteinplatten hoben sich bei der großen Flut im Juli 2006 durch den Wasserdruck an. Bei der folgenden Wiederherstellung des Hofes kam die alte Schwarzbachfassung - die erstaunlicherweise in keinem Plan verzeichnet war - wieder zum Vorschein. Die beeindruckenden Abdeckplatten aus Sandstein wurden jedoch entfernt und durch eine Betondecke ersetzt.

Zwischen dem Wohnhaus und der Waschküche führt ein Türchen in den hofartigen Freiraum auf der Südseite und zur Speyerbachquelle. Ein kleiner umzäunter Bereich südlich des Ökonomiegebäudes konnte durch die schmale Gebäudelücke erreicht werden. Vermutlich lag hier der Misthaufen. Das Verschieben des Mistes aus dem eigentlichen Hofraum und damit aus dem direkten Blickfeld ist durchaus bemerkenswert und unterscheidet sich explizit von der bei den bäuerlichen Anwesen der Region noch weit ins 20. Jahrhundert hinein üblichen Praxis.

Das Wohnhaus hat zwei Zugänge. Der Haupteingang liegt in der Mitte der Nordseite und ist über eine Freitreppe direkt von der Straße aus zugänglich. Die ursprüngliche Zugangstreppe verlief, wie am Enkenbach, senkrecht zur Hauswand und ohne Podest direkt zur Eingangstür. Die heutige, parallel zur Hauswand laufende und zum Ortsausgang orientierte Treppe wurde erst in der Nachkriegszeit hergestellt und dann nach einem Auffahrunfall nochmals erneuert (SCHERRER, 2012). Der zweite Eingang führt vom Hof über das Treppenhaus ins Erdgeschoß. Diese aufwändige Doppelschließung findet sich in gleicher Form auch beim Forstamt Elmstein-Nord, aber nicht beim Erfensteiner Forsthaus Wolf, das nur durch einen Zugang von der Rückseite erschlossen wird.

Das Erdgeschoß liegt etwa 1,20 m hoch über dem Hof- und Straßenniveau. Ein Vorplatz hinter der Hoftür ermöglicht den Zugang zur Kellertreppe. Daneben führt eine Treppe mit 6 Steigungen geradewegs zur zentralen Diele. Die Fortsetzung dieser zweiläufigen Treppenanlage erschließt in halb gewendetem Lauf das Dachgeschoß. Die Diele ist mit 4,83 m x 2,7 m außerordentlich geräumig und auch der sich im Norden anschließende Verbindungsgang zur Haupteingangstür ist mit 1,55 m Breite sehr großzügig angelegt. Zu beiden Seiten des Treppenhaus sind symmetrisch schmale Räume angegliedert, im Süden die von der Küche aus zugängliche Speisekammer, im Norden die Toilette mit Zugang von der Diele aus. Das sich westlich anschließende Wohnzimmer hat die gleiche Breite wie die Diele, ragt aber in einem Risalit über die nördlichen und südlichen Grundrisspartien nach Osten hinaus. Im Südwesten liegt die annähernd quadratische Küche, im Südosten das Speisezimmer. Beide sind direkt von der Diele erschlossen. Das Speisezimmer hat zusätzlich eine Verbindungstür zum mittigen Wohnzimmer. Die beiden Zimmer auf der Nordseite sind durch sich gegenüberliegende Türen vom Verbindungsgang aus zugänglich. Das östliche Zimmer verfügt aber wiederum über eine direkte Verbindung mit dem Wohnzimmer. Alle Räume außer Speisekammer und Toilette waren von Anfang an heizbar und verfügen jeweils über einen eigenen Schornstein. Das Wohnzimmer wird durch zwei regelmäßig angeordnete Fenster von Osten belichtet. Die übrigen Zimmer haben je zwei, gleichmäßig über Eck arrangierte Fenster. Die nur halb so breiten und höher liegenden Fensterchen der Nebenräume liegen wegen des zweiten Treppenlaufs nicht ganz symmetrisch neben der Hofeingangstür.

Das Dachgeschoß unter dem längs verlaufenden Satteldach mit 35° Dachneigung und ca. 1,2 m hohem Kniestock hat prinzipiell die gleiche Aufteilung, wobei das mittlere Zimmer auf der Ostseite wiederum durch den Risalit und das darüber befindliche Zwerchdach herausgehoben ist. Das südliche Drittel des Dachgeschosses einschließlich des Raumes über der Speisekammer nimmt der 43,6 m² große Speicher ein. Im kälteren und dunkleren nördlichen Drittel sind hingegen weitere Wohnräume untergebracht, wobei nur der mittlere Raum ein vollwertiges Zimmer mit großem Fenster ist, während die beiden östlich und westlich davon unter der Schräge angeordneten Räumlichkeiten nur durch die kleinen Rundfenster mit Festverglasung belichtet werden, über keinen direkten Schornsteinanschluss verfügen und folgerichtig auch nur als Kammer bezeichnet wurden.

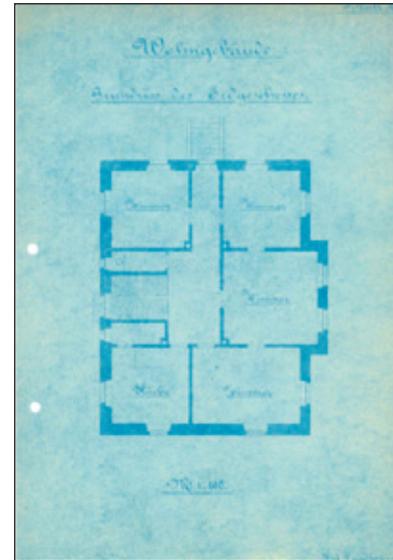


Abb. 6: Grundriss Erdgeschoß des Forsthauses in Speyerbrunn, Landbauamt Speyer, 1883 (FA Johanniskreuz, Baubestandsbuch für das Forstdienstgebäude Speyerbrunn).

Die Innenwände bestehen im Erd- und Dachgeschoß aus Fachwerk- bzw. Holzständerwänden. Nur im Kellergeschoß sind auch die Innenwände aus Sandstein gemauert. Die Schornsteinzüge liegen hierdurch im Keller innerhalb der Wände, während sie darüber nur mit der Rückwand in die Trennwände einbinden.

Der hohe Keller liegt nur zu etwas mehr als der Hälfte unter dem Geländeneiveau. Unterkellert sind auch nur das nördliche Gebäudedrittel und der Raum unter Diele und Wohnzimmer. Die übrigen Partien sind zwischen den Grundmauern aufgefüllt. Nach Außen soll jedoch der Eindruck erweckt werden, das Gebäude sei voll unterkellert. Mit Ausnahme der den Betrachtern üblicherweise abgewandten Südseite sind deshalb neben den tatsächlichen Kellerfenstern und symmetrisch zu diesen Scheinfenster im Sockelmauerwerk ausgebildet. Die Kellerräume werden in West-Ost-Richtung von rundbogigen Tonnengewölben aus Sandstein überdeckt,

verstärkt durch Wandvorlagen und Gewölbegurte unterhalb der erdgeschoßigen Zimmerwände.

Die Schauffassade auf der Ostseite wird durch den Mittelrisalit mit Zwerchdach dominiert. Er hebt auch die ansonsten vermutlich durch die überwiegend horizontalen Gestaltungselemente eher lagerhafte Wirkung des Gebäudes auf und gibt ihm eine gewisse Eleganz. Das Freigespärre auf den aufwändig profilierten auskragenden Pfettenenden am Giebel des Risalits war ursprünglich zusätzlich durch eine Giebelzier aus Hängesäulen und kreuzenden horizontalen Balken, jeweils mit zapfenförmig profilierten Endungen und mit einer Zierlattung bedeckt, versehen. Diese Giebelzier ist nicht erhalten, wurde aber, wie historischen Photographien und Postkarten zu entnehmen ist, ebenso wie die in der originalen Ansichtszeichnung dargestellte Giebelblume am Firstende, tatsächlich ausgeführt. Eine Vorstellung, wenn auch in etwas vereinfachter Form, wie diese lattenbekleidete Giebelzier ausgesehen hat, vermittelt das Haus Talstraße 57 in Frankeneck, an dem sich noch ein sehr gut erhaltenes Exemplar befindet. Unbekannt ist, ob die anstelle von Kämpferkapitellen angeordneten Gesimstreifen an den Eckklisenen unterhalb des Zwerchdachgiebels jemals vorhanden waren. Ein Rundfenster mit Festverglasung in der Mitte des Giebelfelds sorgt für etwas Licht im Spitzboden.

Der architektonisch durchgebildete hohe Gebäudesockel ist in drei horizontale Schichten gegliedert. Die Basis bzw. den Sockelfuß bildet eine vorstehende Quaderreihe mit glatter Oberfläche. Die oberseitige Profilierung in Form eines fallenden Karnies stellt den Übergang zu der eigentlichen Sockelzone her. Diese besteht aus großformatigen, lagernden Rusticaquadern mit Randschlag. Dieses grobe Mauerwerk wurde bewusst eingesetzt, um auch optisch dem Gebäudefuß den Ausdruck besonderer Solidität zu geben. Das

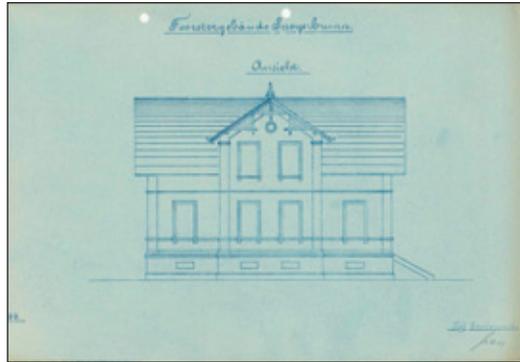


Abb. 7: Ostansicht des Forsthauses in Speyerbrunn, Landbauamt Speyer, 1883 (FA Johanniskreuz, Baubestandsbuch für das Forstdienstgebäude Speyerbrunn).

oben abschließende Sockelgesims ist abdeckend ausgebildet. Die Vorderseite ist glatt und eben, die Oberseite zweckmäßig abgeschrägt. Die Unterseite besteht aufwändig aus einer steigenden Kehle und einem darüberliegenden Wulst. Darüber schließt sich in Höhe des Erdgeschoßbodens ein hohes Fußgesims der Stockmauer mit glatter Oberfläche und gekehltem oberen Abschluss an. Im Unterschied zum aufgehenden Stockmauerwerk weist der Sockel keine Eckverstärkung auf. Die aufgehenden Wände sind an den Ecken jeweils mit Ecklisenen versehen. Diese waren vermutlich ursprünglich wie der Sockel, die Gesimse und die Gewände der Maueröffnungen sandsteinsichtig (STAATLICHES HOCHBAUAMT SPEYER, 1966). Als Beleg hierfür kann der Befund an dem teilweise freigelegten Mauerwerk des Hauses Quellenstraße 17 im Neustadter Schöntal gelten. Das Mauerwerk der Ecklisenen ist hier eindeutig auf Sicht gearbeitet, wohingegen die gröber bearbeiteten Steine der Wandflächen auf Verputz ausgelegt sind. Die Ecklisenen werden in Art von Giebelgesimsen unterhalb der Giebel, aber auch rahmenartig unter der Traufe fortgesetzt (vgl. Forsthaus Erfenstein).

Das mit den Ecklisenen verkröpfte Sohlbankgesims unterhalb der Erdgeschoßfenster ist das nächste umgreifende Gestaltungselement. Im Unterschied zu der üblichen durchgehend gleichen Form des Sohlbankgesimses ist hier das sehr schlichte eigentliche Bandgesims deutlich von den Sohlbänken und zwischenkapitelartigen Eckausbildungen differenziert. Letztere kragen weit über das flache Gesimsband aus und weisen die klassische Unterteilung in Obergesims (Bekrönung), Platte und Untergesims auf. Ergänzt werden die Sohlbänke durch angedeutete Konsolen in Linie der seitlichen Fenstergewände über denen auch das Untergesims vortritt. Erstaunlich ist, dass nicht nur die vorkragenden Elemente, sondern auch das nur gering über die Putzoberfläche vortretende Bandgesims unterseitig sorgfältig mit einer Nut als Tropfkante versehen

wurden. Trotz der unterschiedlichen Behandlung der Einzelabschnitte bildet das Sohlbankgesims, bedingt durch die gleiche Farbe und Höhe, ein einheitliches Gestaltungselement. Die etwas geringere Höhe des Untergesimses an den Ecken ist eine Folge des unpassenden späteren Verputzes der Ecklisenen.

Ein Stockwerksgesims umzieht das Gebäude in Höhe der Erdgeschoßdecke. Es ist ringsum gleich gestaltet und mit den Ecklisenen verkröpft.

Die Fenster- und Türgewände sind sämtlich sandsteinsichtig und weisen alle die gleiche reiche Profilierung auf. Eine Differenzierung nach Stockwerken oder Bedeutung ist nicht vorgenommen worden.

Die Fenster selbst waren zweiflügelig ohne feststehendes Setzholz und mit je zwei Sprossen im Fensterflügel. Die höheren Erdgeschoßfenster hatten zusätzlich ein ebenfalls zweiflügeliges Oberlicht über einem feststehenden Kämpferholz. Diese zweckmäßige Konstruktion war eigentlich eher für die 1. Hälfte des 19. Jahrhunderts charakteristisch und wurde nach 1870 meist durch das sog. „Galgenfenster“ mit klappbarem Oberlicht ersetzt. Die kleinen Fenster von Speisekammer und Toilette sind einflügelig und nur durch eine Sprosse mittig geteilt. Die Rundfenster sind durch Sprossen in ein mittleres über Eck gestelltes Quadrat und vier Randstücke untergliedert. Die Erdgeschoßfenster wurden mit Ausnahme des Fensters der Speisekammer 1967/68 durch zeittypische einflügelige Holzfenster mit Wetterschutzschiene aus Leichtmetall und einfachem Oberlicht ersetzt. Die übrigen Fenster sind noch im Original erhalten.

Alle großen Zimmerfenster im Erd- und Dachgeschoß sind mit hölzernen Klapppläden versehen. Sie sind in Rahmen-Füllungs-Konstruktion hergestellt, wobei sie jeweils in eine obere und untere quadratische Füllung und eine hochrechteckige mittlere gegliedert sind. Die obere Füllung ist mit einer Laubsägearbeit durchbrochen. Eine mittlere orthogonale Kreuzblume mit kugelförmigen Endungen ist kombiniert mit diagonal angeordneten pfeilförmigen Blättern mit Stengel. Die Klapppläden schlagen in einen dreiseitigen Falz im Sandsteingewände und werden durch Haken und Öse im geschlossenen Zustand gesichert. Die Rückhalter zum Sichern der Läden im geöffneten Zustand haben noch nicht die typisch historistische „Männchen“-Form sondern bestehen aus aufgeschraubten Platten mit drehbar gelagertem Schwenkriegel mit Knauf und einem in die Oberseite der Sohlbank eingelassenen Klinkhaken aus Eisen.

Die originale Hauseingangstür zeigt noch die klassizistische Drittelteilung mit zwei durchgehenden senkrechten Pfostenzierhölzern mit Basis und Kapitel, verweist durch die eingestemmtten Füllungen mit stark plastischer Gestaltung aber bereits auf den Historismus. Das Oberlicht über dem starken Kämpferprofil ist durch senkrechte Sprossen dreigeteilt. Abgesehen von Detailunterschieden bei den Pfostenzierhölzern entspricht die Eingangstür derjenigen des Forstamts Elmstein-Nord. Dort und bei der Hofeingangstür des ehem. Speyerbrunner Schulhauses ist auch noch die ältere Farbigekeit (grün mit hell abgesetzten Vertiefungen der Füllungen) erhalten. Die Hoftüre hat

grundsätzlich die gleiche Aufteilung der Füllungen (oben und unten rechteckig, in der Mitte quadratisch), ist aber mittig in zwei Flügel geteilt und die oberen Füllungen sind anstelle des fehlenden Oberlichts durch Glasscheiben mit einer Quersprosse ersetzt.



Abb. 8: Die Hauseingangstür des Forsthauses in Speyerbrunn (Foto: Jörg Finkbeiner).

fassungen von Häusern vor 1850 im Tal zeigen, wahrscheinlicher aber ist ein kräftiges Rotbraun oder Rotbraun mit einem hellen Ocker kombiniert (Befund des Verfassers von originalen Farbfassungen in Elmstein) anzunehmen. Die Ortgangbretter scheinen aber auch in diesem Fall grün gefasst worden sein. Der Befund in Elmstein ist wegen des starken Verwitterungszustands ohne nähere Untersuchung nicht eindeutig. Die originale Putzstruktur und Farbe ist leider nicht mehr bestimmbar. Immerhin ist festzuhalten, dass die Wandflächen im Unterschied zu den steinsichtigen Bauten am Enkenbach und des Forstamts Elmstein-Nord für Verputz geplant und auch so ausgeführt wurden.

Die Dacheindeckung erfolgte schon 1883 mit Falzziegeln. Offenbar wurde aber an der Qualität gespart, so dass bereits 1899 „eine Seite des Daches ganz mit neuen Ziegeln gedeckt werden musste, da mit den alten fehlerhaft konstruierten keine wasserdichte Eindeckung möglich war“ (LA SP H5 5288). Falzziegel wurden in Frankreich bereits seit ca. 1860 verwendet und in den 1880er Jahren schon in Massenfertigung hergestellt. Neben Qualitätsprodukten (z. B. Ziegelei Ludowici) kam auch viel mangelhafte Ware auf den Markt (SCHMIDT, 1885). Die Dachneigung war an sich ausreichend. Das

Die originale Farbgestaltung war sicherlich etwas lebendiger als die aktuelle Fassung. Zum einen haben die sandsteinsichtigen Lisenen und Giebel- bzw. Traufgesimse das Bild belebt. Zum anderen waren die Holzteile vermutlich nicht in dem heutigen Einheits-Dunkelbraun gehalten. An einer Stelle der Klapppläden konnte festgestellt werden, dass diese ursprünglich den regionaltypischen hellgrünen Anstrich hatten. Gleiches ist auch für die Außentüren (Befund des Verfassers am gegenüberliegenden Schulhaus) anzunehmen. Der weiße Lackanstrich der Fenster dürfte erst nach 1920 erfolgt sein. Zuvor könnten sie eine grüne, wie die Türen, braune oder auch rote Fassung (Befund des Verfassers an Haus Heinrich-Heine-Str. 3, Neustadt) gehabt haben. Das Holzwerk des Daches könnte ebenfalls in hellgrün gehalten gewesen sein, wie einzelne erhaltene Farb-

Tragwerk des Daches scheint bereits in dieser Phase stark beschädigt worden zu sein. Schon 1928 wurde bei einer Begehung durch das Forstamt anlässlich der Prüfung der Möglichkeit des Einbaus einer Notwohnung im Dachgeschoß festgestellt, dass das Gebälk zum großen Teil faul sei und erst gründlich erneuert werden müsste (LA SP H5 5287). Ob dies geschah ist ungewiss, denn 1952 wurde wiederum vom Forstamt gemeldet, „dass das Dachgebälk und die Deckenbalken vom Hausbock und Holzwurm sehr stark befallen sind. Die Decke über den Dachgeschoßzimmern ist so schadhafte, dass Einsturzgefahr besteht. Eine Behandlung des Holzes mit Holzschutzmittel ist kaum mehr möglich, da der Zerfall des Holzes schon zu weit fortgeschritten ist. Eine Neuherstellung des Dachstuhls wird für erforderlich gehalten. Bei dieser Gelegenheit könnte gleichzeitig die etwa 1,20 m hohe Kniestockwand abgetragen werden. Durch das Tiefersetzen des Dachfußes und Änderung der Dachaufbauten würde das ganze Gebäude in architektonischer Hinsicht ein viel gefälligeres Aussehen erhalten“ (LA SP H5 5288). Glücklicherweise wurde diese Maßnahme zumindest nicht in der geplanten Radikalität ausgeführt, die zu einem erheblichen Gestaltwertverlust geführt hätte. Lediglich die Giebelzier ist verschwunden. Aktuell ist das Dach mit bereits wieder überalterten Zement-Dachsteinen in unpassender schwarzer Färbung eingedeckt.

Von den Bedachungsproblemen abgesehen, scheint das Gebäude in den ersten 50 Jahren seines Bestehens weder nennenswerte Schwierigkeiten gemacht, noch Veränderungen erfahren zu haben. Dies änderte sich erst 1936 mit der Versetzung des Forstverwalters A. Bauer nach Speyerbrunn. Dieser hatte offenbar erhöhte Ansprüche an modernen Wohnkomfort, denen das Anwesen nicht ohne weiteres gerecht werden konnte. Er verlangte sehr nachdrücklich den Austausch und die Verbesserung der Fenster, die Erneuerung sämtlicher Öfen, die Erneuerung einiger Dielenböden und den Einbau eines Bades. Die Forderungen wurden weitgehend bis 1937 erfüllt. Die Dielen im Speisezimmer und im Nordzimmer des Dachgeschosses waren so stark von Holzwurm befallen, dass sie ausgetauscht werden mussten. Andere Böden wurden chemikalisch gegen Holzwurm behandelt. Das Südfenster der Küche wurde erneuert, die Öfen repariert und ein Bad mit Wanne und Badeofen im Dachgeschoß eingebaut. 1938 folgten der Einbau eines verglasten Windfangs hinter der Hauseingangstür und die Aufwertung der Wohnzimmerfenster zu Kastenfenstern. Die übrigen Erdgeschoßfenster mit Ausnahme der kleinen Nebenraumfenster waren bis 1956 ebenfalls zu Kastenfenstern ergänzt worden.

1964 wurde das Bad vom Dachgeschoß ins Erdgeschoß verlegt (LA SP H5 5288). Hierzu wurde die Wand der Toilette zu dem nördlich angrenzenden Zimmer durchgebrochen und eine neue Trennwand gesetzt. So entstand ein immer noch recht kleines Bad/WC von 5,4 m² Größe. Weitere Modernisierungsmaßnahmen folgten 1967/68 mit der Versetzung des Försters H. Scherrer nach Speyerbrunn. Die Erdgeschoßfenster wurden in der bis heute bestehenden Form erneuert. Im Erdgeschoß wurde Parkettboden verlegt, die Innentüren wurden ausgetauscht und die Decken bis knapp über den Fenstersturz abgehängt (SCHERRER, 2012).

Das Ökonomiegebäude wurde als Wirtschaftsbau natürlich einfacher gehalten, als das Wohnhaus, für eine Scheune aber doch untypisch aufwendig gestaltet. Auffällig ist vor allem die sehr ungewöhnliche Ausbildung eines Mittelrisalits mit Zwerchdach, wie beim Wohnhaus. Der Grundriss ist dreigeteilt. Im Süden liegt der Stall, in der Mitte hinter dem Risalit die Tenne und im Norden die Holzlege. Stall und Holzlege haben jeweils eine Tür und ein Fenster zum Hof. Die Öffnungen werden von einfachen, aber handwerklich gut ausgeführten Sandsteingewänden gefasst. Die Fensteröffnungen werden durch die originalen zweiflügeligen Sprossenfenster aus Holz geschlossen. Es wurde kein spezielles Stallfenster eingebaut. Überraschend ist, dass beide Fenster mit - eigentlich überflüssigen - Klappläden ausgestattet wurden. Offenbar ein zusätzliches Mittel um das Wirtschaftsgebäude gestalterisch aufzuwerten und an das Wohnhaus anzupassen. Die Tür der Holzlege wird sinnentsprechend nur durch eine Lattentür geschlossen, die die notwendige Durchlüftung ermöglicht. Die Stalltür ist doppelt ausgebildet: Eine äußere einteilige Brettertür schlägt nach außen auf. Die innere Stalltür ist horizontal in zwei Hälften geteilt. Die Toreinfahrt zur Tenne ist stichbogig mit hervorgehobenem Schlussstein überwölbt. Die seitlichen Gewände sind, wie der Bogen, sandsteinsichtig und in Art einer Eckquaderung im Wechsel von Läufer und Binder ausgebildet. Das Tor selbst öffnet nach außen und ist eine Brettkonstruktion mit vertikalen Deckleisten und einer mittig eingefügten Schlupftür. Stall und Tenne sind mit einer Zwischentür direkt verbunden. Die Höhe der Tenne ist 4,2 m, die von Stall und Holzlege 2,7 m. Der Stall ist mit einer Kappendecke versehen. Das Satteldach ist über einem 1,7 m hohen Kniestock aufgesetzt, um so mehr Lagerraum zu erhalten. Der Speicher ist durch eine mit Klappläden versehene Fensteröffnung oberhalb der Toreinfahrt auch direkt von außen zugänglich. Die Sohlbank dieses Fensters ist Teil eines umlaufenden Sohlbankgesimses. Oberhalb von Stall und Holzlege sind in der Hoffassade im Kniestock je zwei kleine annähernd quadratische Fenster eingefügt, die sogar mit verglasten Fensterverschlüssen versehen wurden. Ein offenes Rundfenster sitzt in der Mitte des nördlichen Giebfelds. Die Dachüberstände, Sparren- und Pfettenköpfe sind wie beim Wohnhaus gestaltet. Während dort die Dachkonstruktion aber dem üblichen Aufbau mit Pfetten, liegenden Stuhlsäulen und Zangen zum Kniestock entspricht, ist bei der Scheune der Querverband durch einen durchgehenden Dachbalken hergestellt worden, der auf der Krone der Kniestockmauer liegt und in den die liegenden Stuhlsäulen versetzt sind. Diese überkreuzen sich am Firstende und nehmen in der so gebildeten Gabelung die Firstpfette auf.

1943 wurde die Freifläche hinter der Scheune an den Nachbarn abgetreten. In diesem Zusammenhang wurde vermutlich auch dessen Scheune errichtet, die sich direkt an die Wirtschaftsgebäude des Forsthauses anschließt und Teile der Außenwände so dem Blick entzieht.

5. Das Forstaufseherhaus in Speyerbrunn

Nachdem der im Forsthaus an der Mückenwiese wohnende Forstwart zum Förster avanciert war, wurden die Forstaufseherpflichten an den Forstaufseher Meyer in Speyerbrunn übertragen und anschließend auch von dessen Sohn übernommen. Die Forstaufseher Meyer wohnten in ihrem eigenen Haus, so dass kein Dienstgebäude erforderlich war. Es handelte sich dabei wohl um den ehem. Speyerbrunner Hof, das spätere alte Pfarrhaus (OBELDOBEL, Mündliche Auskunft.).

Die Situation änderte sich, als Meyer jun. 1925 in den Ruhestand und der Forstaufseher Bossert nach Speyerbrunn versetzt wurde. Er beschreibt seine schwierige Situation selbst im Februar 1928 wie folgt: *„Seit 16. Dezember 1925 bin ich beim Forstamt Elmstein Süd als Forstaufseher in Speyerbrunn im Dienst. Beim Herrn Oberforstwart a.D. Meyer in Speyerbrunn, der selbst nur für seine drei Personen zählende Familie zwei Wohnräume zur Verfügung hat, habe ich ein möbliertes Zimmer gemietet. Seit 6. August 1927 bin ich verheiratet. Vor meiner Verheiratung habe ich im Ferienhaus Speyerbrunn gegessen. Die bedeutenden Holzfällungen in meinem schwer zu begehenden Dienstbezirk brachten es mit sich dass ich hauptsächlich im Winter immer Schwierigkeiten hatte mit meinen Kostgebern, da ich mich mit meiner Arbeit nicht nach deren Tischzeit richten konnte. Meine Frau wohnte in den ersten 6 Wochen bei meinen Eltern in Johanniskreuz. Mitte September kehrte sie wieder in die Wohnung ihrer Eltern zurück, da es uns nicht möglich war in Speyerbrunn eine, wenn auch kleine Wohnung zu finden. Seit Januar haben wir uns nun in einem Zimmer bei Herrn Meyer in Speyerbrunn eingerichtet. Es ist dies aber ein auf die Dauer unhaltbarer Zustand, in einem Zimmer zu kochen, zu wohnen und zu schlafen. Herr Meyer, der selbst das Zimmer nötig brauchen könnte, drängt nun darauf, dass ich bald das Zimmer räume. Bei den trostlosen Wohnungsverhältnissen in Speyerbrunn ist es z.Zt. ausgeschlossen, auch nur ein Zimmer zu bekommen, viel weniger eine ganze Wohnung. Meine Möbel stehen bereits seit Juni 1927 auf dem Speicher des Forsthauses in Speyerbrunn und müssen, wenn nicht bald eine Wendung in den Wohnungsverhältnissen eintritt, zu Grunde gehen. Ich habe die Absicht gehabt, mir selbst ein Haus in Speyerbrunn zu bauen, kann aber leider die Mittel hierfür nicht aufbringen. Ich bitte daher das Forstamt, bei hoher Stelle Antrag zu stellen, eine Dienstwohnung in Speyerbrunn zu bauen, da ansonsten noch Jahre darüber hingehen, bis ich eine Wohnung erhalte“* (LA SP H5 5287). In Kenntnis der Umstände war dem Forstverwalter K. Huber bereits im April 1926 bei seiner Versetzung nach Speyerbrunn nicht das gesamte Forsthaus zugewiesen worden, sondern nur das Erdgeschoß. Die drei Zimmer im Dachgeschoß, ein Keller- und Speicheranteil wurden bis auf weiteres zur Verfügung der Regierungsförstkammer zurück gehalten. Huber wehrte sich jedoch erfolgreich gegen diese Einschränkung, indem er überzeugend darlegen konnte, dass seine Familie das ganze Haus benötigte, *„wie es auch die bisherigen Stelleninhaber innehatten. Die Dienstwohnung im seitherigen Zustande war bestimmend für meine Bitte um Berufung auf den hiesigen Posten“* (LA SP H5 5288). Er machte zugleich den entscheidenden Alternativvorschlag: Es sei möglich

anderweitig Wohnraum zu beschaffen, da G. Fass, der Eigentümer des schräg dem Forsthaus gegenüberliegenden Hauses auf der Nordseite der Johanniskreuzer Straße (heute Johanniskreuzer Str. 11) bereit sei, dieses Anwesen zu verkaufen.

Bis Mai 1928 wurde trotz der Dringlichkeit keine Entscheidung getroffen. Dann wurde zum einen die Einrichtung einer Notwohnung im Dachgeschoß des Forsthauses abgelehnt und der Fuhrmann Fass erklärte sich wegen seiner drängenden Geldnot dazu bereit das Haus Nr. 11 zunächst auch auf fünf Jahre zu vermieten, mit der Option des späteren Kaufs, wenn er das Geld im Voraus bekomme. Forstaufseher Bossert erklärte sich mit dem Bezug des Hauses gerne einverstanden und auch das zuständige Forstamt Elmstein-Süd hielt es für geeignet. Der Mietvertrag wurde von der Kammer der Forsten in Speyer im Juni genehmigt und am 1. September d. J. wurde das Haus nach Fertigstellung einiger Instandsetzungsarbeiten an Bossert überwiesen. Ein Kauf des Hauses war zunächst aber nicht vorgesehen. Stattdessen wurde am 12. Juni 1928 eine Planung des Landbauamts Speyer vorgelegt, die vorsah, das Ökonomiegebäude des Forsthauses in eine Forstaufseherwohnung umzubauen. Glücklicherweise scheiterte dieses Projekt ohne Weiteres an den in Relation zum erreichbaren Resultat unverhältnismäßigen Kosten. Das Ökonomiegebäude wäre dabei seiner architektonischen Würde beraubt und durch ein nur zu offensichtlich unzureichendes Umbauprodukt ersetzt worden (LA SP H5 5287).

Im Januar 1930 sollte das Haus Nr. 11 jedoch im Wege der Zwangsvollstreckung versteigert werden. Daraufhin wurde dem Forstmeister Haupt (Elmstein-Süd) von der Kammer der Forsten die Erlaubnis erteilt, bis zu dem Betrag von 8000 RM (Reichsmark) mitzusteigern. Der Kaufvertrag mit dem bayerischen Staatsforstärar wurde am 4. April 1930 notariell abgeschlossen.

Architektonisch bietet das Gebäude keine Besonderheiten, weshalb an dieser Stelle auf ein näheres Eingehen verzichtet werden soll.

Nach Auflösung der Forstaufseherstelle wurde das Haus Nr. 11 an private Eigentümer verkauft und wieder in ein gewöhnliches Wohnhaus umgewandelt.

6. Situation und Ausblick

Das Speyerbrunner Forsthaus wurde 2011 von B. Hübner, dem letzten dort ansässigen Förster, geräumt und soll in Kürze durch den Landesbetrieb Bau in Landau zum Verkauf angeboten werden. Mit dem vollständigen Rückzug der Forstverwaltung aus dem Ort findet auch der rapide Bedeutungsverlust des Forstes für Speyerbrunn ein zumindest vorläufiges Ende. Die Forstwirtschaft hat für das Entstehen Speyerbrunns und der umliegenden Weiler gesorgt, hat seine Gestalt entscheidend geprägt und war bis zum Ende des 20. Jahrhunderts nahezu der einzige Arbeitgeber. Obwohl der Forst die Orte weiterhin umgibt und prägt, ist er für die Versorgung der Menschen innerhalb

kürzester Zeit durch die Maschinisierung der Forstarbeit und die Vergabe an externe Unternehmer nahezu bedeutungslos geworden. Sehr hoch ist allerdings der Anteil von Personen, die zumindest im Nebenerwerb mit der Herstellung und dem Verkauf von Brennholz beschäftigt sind, was durch die entsprechenden Holzlager das Ortsbild stark mitbestimmt. Der harte und schnelle Strukturwandel wurde staatlicherseits in keiner Weise gemildert oder abgefangen. Dennoch ist er durch Eigeninitiative und Zuzug von Handwerkern und Selbstständigen ansatzweise gelungen. Diese positiven Ansätze werden jedoch durch die Verweigerung einer Anbindung an den öffentlichen Nahverkehr durch die Landkreise Bad Dürkheim und Kaiserslautern äußerst erschwert bzw. wieder zunichte gemacht. Sofern es in nächster Zeit gelingt die gezielte Vernachlässigung und Benachteiligung der Ortschaften am Ende des Speyerbachtals durch die staatliche Verwaltung zu beenden, haben sie aufgrund ihrer Nähe zur Großstadt Kaiserslautern, insbesondere zur Universität und den benachbarten Forschungsinstituten, und die verkehrsgünstige Lage am Kreuzungspunkt Johanniskreuz sehr gute Entwicklungsmöglichkeiten. Dann wird es die Aufgabe von Planern, Architekten und Gemeinde sein, das spezielle, historisch gewachsene Ortsbild zu erhalten und unter Berücksichtigung der regionalen Bautraditionen, aber auch der aktuellen Anforderungen an energieeffizientes und klimaschonendes Bauen, weiter zu entwickeln.

Literatur

CÜPPERS H. 1990. Die Römer in Rheinland-Pfalz. Theiss Verlag, Stuttgart.

DAMM J.-M. 1998. Triftbäche im Pfälzerwald – zwischen Ökologie und Denkmalpflege. Diplomarbeit Univ. Kaiserslautern, Selbstverlag, Kaiserslautern.

DÖLLINGER G. 1838. Sammlung der im Gebiete der inneren Staats-Verwaltung des Königreichs Bayern bestehenden Verordnungen. 16. Bd, die Abtheilung XVII Bauwesen enthaltend, München.

FENKNER-VOIGTLÄNDER U. 1992. Forsteinrichtungen und Waldbau im Elmsteiner Wald unter deutschen und französischen Einflüssen 1780 - 1860. Mitteilungen der Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz Nr. 10/1992, Mainz.

GRÜNENWALD C. 1939. Das Forsthaus zu Speyerbrunn. Manuskript, Speyerbrunn. Gemeindearchiv Elmstein.

HOFRICHTER H. 1994. Paul Camille von Denis: Burg und Ludwigsbahn – (k)ein vorprogrammierter Konflikt mit der Denkmalpflege? In WARTBURG-GESELLSCHAFT ZUR ERFORSCHUNG VON BURGEN UND SCHLÖSSERN (Hrsg.) 1994. Forschungen zu Burgen und Schlössern. Bd. 1, Deutscher Kunstverlag, München Berlin.

KARN G. P. & MERTZENICH R. 1995. Kreis Bad Dürkheim. Denkmaltopographie Bundesrepublik Deutschland. Kulturdenkmäler in Rheinland-Pfalz, Bd. 13.1,

Wernersche Verlagsanstalt, Worms.

KEDDIGKEIT J., FINKBEINER J., LOSSE, M. & PUHL, H. 2003. Elmstein. *In* KEDDIGKEIT J., THON A., SCHERER K. & ÜBEL R. (Hrsg.) 2003. Pfälzisches Burgenlexikon. Bd. 1 A-E. Institut für pfälzische Geschichte und Volkskunde, Kaiserslautern

KEIPER, J. 1930. Pfälzische Forst- und Jagdgeschichte. Veröffentlichungen der Pfälzischen Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften, Bd. XIII, Pfälzische Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften, Speyer.

KULLMER K. & UHLY, E. 2003. Speyerbrunn, ein zweiherrig Dorf. *In* FÖRDERKREIS KIRCHENRUINE APPENTHAL e.V. (Hrsg.) 2003. Geschichte und Geschichten unserer Heimat, Elmsteiner Heimatschrift, Nr. 9, Selbstverlag Elmstein.

LANDESARCHIV SPEYER (LA SP A2 372-1). Bestand A2 Kurpfalz, Akten 372-1 Kurfürstliches Jagdhaus, 1763/1764.

LANDESARCHIV SPEYER (LA SP H1 1414). Bestand H1 Regierung der Pfalz, Präsidialakten 1414 Ansiedlungen am Speyerbrunn, 1825.

LANDESARCHIV SPEYER (LA SP H5 334). Bestand H5 Regierung der Pfalz, Kammer der Forsten und Nachfolgerbehörden 334 Forsthaus Enkenbach, 1825/1826/1842/1866.

LANDESARCHIV SPEYER (LA SP H5 5287). Bestand H5 Regierung der Pfalz, Kammer der Forsten und Nachfolgerbehörden 5287 Speyerbrunn - Süd - Forstaufseheramt (chem. Faß'sches Anwesen) Hauptweg 11, 1928.

LANDESARCHIV SPEYER (LA SP H5 5288). Bestand H5 Regierung der Pfalz, Kammer der Forsten und Nachfolgerbehörden 5288 Speyerbrunn, 1856/1876/1884/1899/1926/1952/1964.

LANDESARCHIV SPEYER (LA SP W1 2805). Bestand W1 Karten und Pläne 2805 Ansiedlung Speyerbrunn, 1832.

MÖRZ S. 1986. Verwaltungsstruktur der Kurpfalz zum Zeitpunkt des bayrischen Erbfalls. *In* DOLL L. A. (Hrsg.) 1986. Mitteilungen des Historischen Vereins der Pfalz, 84. Band, Verlag des Historischen Vereins der Pfalz e.V., Speyer.

MOSER W. 2006. Der Elmsteiner Wald und seine Verwaltung. *In* GEMEINDE ELMSTEIN (Hrsg.) 2006. Die Gemeinde Elmstein in alten Bildern, Geiger Verlag, Horb am Neckar.

NERDINGER W. (Hrsg.) 1997. Zwischen Glaspalast und Maximilianeum - Architektur in Bayern zur Zeit Maximilians II. 1848-1864. Architekturmuseum der Technischen Universität München und Münchner Stadtmuseum, München

ROSS W. 2006. Viel Steine gab's und wenig Brot. Anmerkungen zur Siedlungsgeschichte Elmsteins. *In* GEMEINDE ELMSTEIN (Hrsg.) 2006. Die Gemeinde Elmstein in alten

Bildern, Geiger Verlag, Horb am Neckar.

ROSS W. 2009. Speyerbrunn. St. Wendelin und St. Hubertus Kirche, 75 Jahre 1932 - 2007. *In* FÖRDERKREIS KIRCHENRUINE APPENTHAL e.V. (Hrsg.) 2009. Geschichte und Geschichten unserer Heimat, Elmsteiner Heimatschrift, Nr. 17, Selbstverlag, Elmstein.

SCHERRER H. 2012. Mündliche Auskunft des ehem. Speyerbrunner Försters Herbert Scherrer, Appenthal.

SCHMIDT O. 1885. Die Eindeckung der Dächer und die Konstruktion der Dachrinnen. Verlag Hermann Costenoble, Jena.

STAATLICHES HOCHBAUAMT SPEYER 1966. Baubestandsbuch für das Forstdienstgebäude Speyerbrunn, Manuskript, Speyer, Forstamt Johanniskreuz.

ULLRICH, B. & ULLRICH R. 2008. Die Einwohner der Gemeinde Elmstein 1585-1875, Selbstverlag, Weinheim.

WEGNER E. 2004. Die Schweiz am Mittelrhein - Das Schweizerhaus bei Trechtingshausen. *In* LANDESAMT FÜR DENKMALPFLEGE RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.) 2004. Baudenkmäler in Rheinland-Pfalz 2004. Verlag Philipp von Zabern, Mainz.

WEINTZ H. 1927. Forsthäuser. *In* FÖRDERKREIS KIRCHENRUINE APPENTHAL e.V. (Hrsg.) 2000: Geschichte und Geschichten unserer Heimat, Elmsteiner Heimatschrift, Nr. 2, Selbstverlag, Elmstein.

ZINTL H. 2006. Johanniskreuz – Im Herzen des Pfälzerwaldes, Eine Forst- und Waldgeschichte, Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, Kaiserslautern.

Flusskrebse im Einzugsgebiet von Saarbach und Eppenbrunner Bach - Erfassung und grenzüberschreitender Schutz autochthoner Flusskrebse im Biosphärenreservat „Pfälzerwald – Vosges du Nord“¹

Sylvia IDELBERGER (1), Sascha SCHLEICH (2),
Jürgen OTT (3) & Melanie WAGNER (1)

(1) GNOR e.V., Geschäftsstelle Süd, Mandelring 1, D-67433 NEUSTADT

(2) bFa, Wiesendellstraße 15, D-55743 IDAR-OBERSTEIN

(3) L.U.P.O. GmbH, Friedhofstr. 28, D-67705 TRIPPSTADT

Zusammenfassung :

Im Spätjahr 2010 wurden im rheinland-pfälzischen Einzugsgebiet des Saarbachs und Eppenbrunner Baches im grenzüberschreitenden Biosphärenreservat „Pfälzerwald - Vosges du Nord“ die Flusskrebse (*Decapoda*) erfasst. Die durchgeführten Kartierungen haben zu neuen Erkenntnissen bezüglich der Verbreitung von einheimischen und gebietsfremden Flusskrebsen im Untersuchungsraum geführt. Es gelangen weitere Nachweise des Edelkrebses (*Astacus astacus*) im Saarbach-System und der Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) wurde in beiden kartierten Gewässer-Systemen festgestellt. Nach dem bisherigen Kenntnisstand war im Pfälzerwald nur eine in Ausbreitung begriffene Kamberkrebs-Population im Wieslauter-System bekannt. Durch die unmittelbare Nachbarschaft der beiden Arten im Saarbach und einer Koexistenz im Saarbacher Mühlweiher ergibt sich eine unmittelbare Gefährdung der dortigen Edelkrebsbestände durch zwischenartliche Konkurrenz und vermutlich auch durch die Krebspest, deren potentieller Träger der Kamberkrebs ist. Durch die Zusammenarbeit mit den Partner beim Sycoparc konnten neue Informationen über die Verbreitung der Flusskrebse im angrenzenden französischen Teil des Biosphärenreservates „Pfälzerwald – Vosges du Nord“ gewonnen werden. Aktuelle Erfassungsmethoden wurden diskutiert und Erfahrungen zu bisherigen Schutzmaßnahmen ausgetauscht.

Auf Grundlage der gewonnen Erkenntnisse wird ein praxisorientiertes Konzept für die Fortsetzung des Projektes „Grenzüberschreitender Schutz autochthoner Flusskrebse im Biosphärenreservat „Pfälzerwald – Vosges du Nord“ im Rahmen des 10-Jahre-Handlungsprogramms des Naturparks Pfälzerwald vorgeschlagen. Es bein-

haltet im Wesentlichen folgende Punkte:

1. Ausbau der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit mit den französischen Partnern mit regelmäßigen Treffen zum Informationsaustausch
2. Etablierung eines Flusskrebse-Monitorings im deutschen Teil des Biosphärenreservates nach französischem Vorbild (anfänglicher Schwerpunkt: Suche nach Steinkrebse-Vorkommen in den Bachoberläufen)
3. Entwicklung eines langfristigen Ansiedlungskonzeptes mit Suche von als „ark-sites“ geeigneten isolierten Stillgewässern, ggf. Mitnutzung bei genetischer Eignung der Edelkrebszucht in Frankreich für Besatzmaterial
4. Fortsetzung der Analysen zur populationsgenetischen Struktur der Edelkrebsbestände in Zusammenarbeit mit der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Institut für Umweltwissenschaften
5. keine Durchführung von Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit der Fließgewässer im Saarbach-System zum Schutz der vorhandenen Edelkrebspopulationen
6. Durchführung offensiver Öffentlichkeitsarbeit mit Seminaren, Informationsveranstaltungen und Pressearbeit, Information der ansässigen Fischereigenossenschaften und -vereine.

Résumé :

En automne 2010 les écrevisses (*Decapoda*) ont été recensées dans le bassin versant des ruisseaux du Saarbach et du Eppenbrunner Bach dans la réserve de biosphère transfrontalière Pfälzerwald-Vosges du Nord. Les cartographies réalisées apportaient de nouvelles connaissances relatives à la distribution des espèces locales et exotiques du territoire étudié. Ainsi on a pu prouver l'existence de l'écrevisse à pattes rouges (*Astacus astacus*) dans le Saarbach et de l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*) dans les deux ruisseaux étudiés. Jusque-là on ne connaissait qu'une seule population d'écrevisse américaine dans la forêt du Palatinat, dans la Wieslauter, qui était en train de progresser. A cause du voisinage immédiat des deux espèces dans le Saarbach et dans le Saarbacher Mühlweiher, les écrevisses à pattes rouges sont menacées par une concurrence entre espèces et probablement aussi par la peste transmise par l'écrevisse américaine. La coopération avec le Sycoparc a permis d'avoir de nouvelles informations sur la distribution des écrevisses dans la partie française de la Réserve de la Biosphère Pfälzerwald-Vosges du Nord. Des échanges ont eu lieu sur les méthodes d'inventaire et les mesures de protection employées.

Dans le cadre du programme d'action du Parc naturel de la forêt du Palatinat et sur la base de nouvelles informations, un concept pratique a été proposé pour poursuivre le projet « Protection transfrontalière des écrevisses autochtones dans la réserve de biosphère Pfälzerwald- Vosges du Nord. Il comprend les points suivants :

1. Renforcement de la coopération transfrontalière avec les partenaires français,

¹ Erstellt im Auftrag des Naturpark Pfälzerwald e.V., 67466 Lambrecht

notamment avec des rencontres régulières pour l'échange d'informations

2. Mise en route d'un monitoring des écrevisses dans la partie allemande de la réserve de biosphère selon le modèle français (accent mis au début sur la recherche des populations d'écrevisses dans les parties supérieures des ruisseaux)
3. Développement d'une stratégie d'alevinage à longue durée avec une recherche des étangs conservatoires
4. Poursuite des analyses génétiques des populations d'écrevisses en coopération avec l'université Koblenz-Landau
5. Pour la protection des populations d'écrevisses existantes, les mesures pour l'amélioration de l'écoulement des eaux courantes du Saarbach ne seront pas réalisées.
6. Mise en œuvre d'un travail assidu de sensibilisation du public avec des colloques, réunions d'information, et travail de presse, informations pour les associations et sociétés de pêches.

Summary :

In late 2010, crayfish (*Decapoda*) were collected in the Rhineland-Palatinate drainage basin of the Saar and Eppenbrunner rivers in the cross-border biosphere reserve of the "Palatinate-Northern Vosges". The mapping that was conducted led to new insight as regard the dissemination of domestic and alien crayfish in the area of investigation. It provides further evidence of the fact that the European crayfish (*Astacus astacus*) in the Saar river system and the Spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*) are found in both mapped water systems. At this stage of knowledge, there is in the Palatinate Forest only one proliferating Spinycheek crayfish population and it is in the Wieslauter system. Due to the immediate vicinity of both species in the Saar river, and a state of coexistence in the Saarbacher Mühlweiher reserve, there is an immediate threat to the local European crayfish population by inter-species competition and probably also by the crayfish plague, of which the Spinycheek crayfish is a potential carrier. By working together with the partners of the Sycoparc, new information can be obtained about the propagation of crayfish in the neighbouring French section of the biosphere reserve of the "Palatinate Forest – Northern Vosges". Current detection methods were discussed and experience as regards any previous protection measures was exchanged.

Based on the knowledge gained, a practical concept will be suggested for the continuation of the project of "cross-border protection of the native crayfish in the biosphere reserve of the Palatinate Forest-Northern Vosges", within the scope of the 10-year action programme of the Palatinate Forest Nature Park. It includes essentially the following points:

1. Development of cross-border cooperation with the French partners, with regular meetings to exchange information
2. Establishment of a crayfish monitoring action in the German section of the biosphere reserve based on the French model (initial focus: search for the stone crayfish

occurrence in the stream's headwaters)

3. Development of a long-term settlement concept with search of "ark sites" or suitably iso-lated standing water bodies, and as appropriate joint use for filling material based on genetic suitability of the European crayfish breeding in France
4. Continuation of the analysis about the genetic structure of the European crayfish population in collaboration with the University of Koblenz-Landau, Landau Campus, Institute for Environmental Sciences
5. No implementation of measures to improve the consistency of the running waters in the Saar river system for the protection of the existing European crayfish populations
6. Implementing aggressive public relations with seminars, information sessions and public relations with the press, information of the local fishermen cooperatives and associations.

Schlüsselwörter : Flusskrebse, Saarbach, Eppenbrunner Bach, Koexistenz, Populationsgenetik, Abiotik, Schutzmaßnahmen.

1. Einleitung und Zielsetzung

In Rheinland-Pfalz kommen der Edelkrebs (*Astacus astacus*) und der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) als heimische Flusskrebarten vor. Als „besonders geschützte Arten“ oder „Arten von europäischem, gemeinschaftlichem Interesse“ bedürfen sie besonderer Aufmerksamkeit (BNatSchG², FFH-Richtlinie³). Ursachen für die starke Gefährdung stellen die „Krebspest“ sowie der Lebensraumverlust durch Gewässerausbau, Gewässernutzung und Wasserverschmutzung dar, daneben ist die Konkurrenz zu gebietsfremden insbesondere aus Nordamerika eingeführte Flusskrebarten zu nennen (SCHULZ, 2000).

Insgesamt ist das Wissen zur Verbreitung der heimischen und gebietsfremden Flusskrebarten in Rheinland-Pfalz sehr lückenhaft und nicht ausreichend. Dies führt insbesondere zu Problemen bei der Berücksichtigung der Arten im Rahmen von Planungen - insbesondere bei der Umsetzung der Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - und effektiven Schutzmaßnahmen. Die verbliebenen besetzten und autochthonen Bestände von Edel- und Steinkrebs sind meist beschränkt auf die Oberläufe von Fließgewässern, Gewässerabschnitte, die durch Querbauwerke nicht für gebietsfremde Arten zu erreichen sind, sowie isolierte Stillgewässer (ohne durchgängigen Zu- oder Ablauf zu einem Fließgewässer). Eine natürliche Ausbreitung erscheint aufgrund der Konkurrenz zu gebietsfremden Arten und des Auftretens der Krebspest als unwahrscheinlich (DEHUS *et*

² Bundesnaturschutzgesetz

³ Fauna-Flora-Habitat (Richtlinie 92/43/EWG)

al, 1999; SCHULZ, 2000). Um den weiterhin fortlaufenden Verlust von Beständen des Edelkrebses auszugleichen, sind aktive Schutzmaßnahmen notwendig.

Ziel der Untersuchung war die Analyse der gegenwärtigen Situation im Grenzgebiet des länderübergreifenden Biosphärenreservat Pfälzerwald - Vosges du Nord. Dazu erfolgte auf deutscher Seite eine systematische Flusskrebs-Kartierung in den Fließgewässersystemen des Saarbachs und des Eppenbrunner Bachs im deutsch-französischen Grenzgebiet. Ausgewählt wurde das Gebiet, weil aus anderen Untersuchungen einzelne Vorkommen von Edelkrebsen (*Astacus astacus*) in Woogen im Einzugsgebiet des Saarbachs bekannt waren (LANGER, 2009; ZÜRRLEIN, 2005). Unkenntnis herrschte bezüglich der Anwesenheit von nordamerikanischen Flusskrebsen in beiden Bachsystemen und der Eignung von Gewässerbereichen zur Wiederbesiedlung im Hinblick auf eine eventuelle Bestandsstützung.

Ebenso Ziel des Projektes war die Erarbeitung von ortsbezogenen Maßnahmen zum Schutz und Entwicklung der heimischen Flusskrebsbestände. Im Zuge der Kartierung sollten Gewebeproben in Zusammenarbeit mit dem Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau genommen werden, um genauere Erkenntnisse zur populationsgenetischen Struktur des Edelkrebses in diesem Gebiet zu gewinnen.

Die Zusammenarbeit mit den Mitarbeitern des Sycoparcs sollte nicht nur zu einem Informationsaustausch bezüglich der kartierten Flusskrebsvorkommen und bisheriger Tätigkeiten zum Schutz heimischer Flusskrebsarten in beiden Naturparks führen, sondern auch zu gemeinsamen Überlegungen für zukünftige, grenzüberschreitende Schutzmaßnahmen im Biosphärenreservat „Pfälzerwald – Vosges du Nord“.

2. Flusskrebse im Biosphärenreservat Pfälzerwald - Vosges du Nord

Im Folgenden werden die bisher bekannten Flusskrebsarten im grenzüberschreitenden Biosphärenreservat Pfälzerwald - Vosges du Nord aufgelistet:

Einheimische Arten: Edelkrebs (*Astacus astacus* LINNAEUS, 1758) und Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium* SCHRANK, 1803)

Gebietsfremde Arten: Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus* DANA, 1852), Kamberkrebs (*Orconectes limosus* RAFINESQUE, 1817), Kalikokrebs (*Orconectes immunis* HAGEN, 1870) und Galizischer Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus* ESCHSCHOLTZ, 1823). Wobei die beiden letztgenannten bisher nur aus dem französischen Teil des Biosphärenreservates bekannt sind (MORELLE, schriftl. Mitteilungen).

In Zukunft können auch Marmorkrebs (*Procambarus spec.*) und Roter Amerikanischer Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii* GIRARD, 1852) auftauchen, da diese bereits im Freiland (Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg) nachgewiesen wurden.

3. Untersuchungsgebiet



Abb. 1: Saarbach bei Fischbach im Dahner Felsenland.

Das Untersuchungsgebiet – bestehend aus den Einzugsgebieten des Eppenbrunner Bachs und des Saarbaches auf rheinland-pfälzischer Seite (Abb. 1) – hat eine Größe von rund 11.500 ha und beinhaltet eine Fließgewässerstrecke von knapp 80 km. Es liegt grob zwischen Trulben (südlich Pirmasens) bzw. Eppenbrunn im Westen und Schönau im Osten direkt an der Grenze zu Frankreich. Verwaltungsmäßig zählt das Untersuchungsgebiet zum Landkreis Südwestpfalz, wobei die Ortsgemeinden Fischbach, Ludwigswinkel und Schönau der Verbandsgemeinde Dahner Felsenland angehören, die Ortsgemeinde Eppenbrunn zählt zur Verbandsgemeinde Pirmasens Land.

4. Methode

Die Probestellen wurden in den beiden Fließgewässersystemen unter dem Gesichtspunkt einer effizienten, flächendeckenden Beprobung im Untersuchungsgebiet, aber auch hinsichtlich der Eignung der Gewässerabschnitte für Krebsvorkommen (z.B. Versteckmöglichkeiten) im Vorfeld der Kartierungen ausgewählt. Es wurde darauf geachtet, möglichst die Bereiche von Unter- bis Oberlauf abzudecken, um auch isolierte Restpopulationen des Steinkrebses im Oberlauf in Quellnähe feststellen zu können. Da die Fließgewässer einen großen Anteil im Hauptschluss liegender Wooge besitzen, die sich als Flusskrebs-Lebensraum hervorragend eignen, wurden diese zum Teil mit untersucht, so weit die Erlaubnis der Fischereiberechtigten vorlag.

Zur Erfassung von Flusskrebsbeständen werden zum heutigen Stand drei klassische Methoden verwendet: Reusenfang, Hand-/Keschernfang am Tag und Ableuchten der Gewässerabschnitte in der Dunkelheit. Im Rahmen der Flusskrebsfassung dieses Projektes kamen je nach Eignung der Gewässerabschnitte die drei Methoden in Kombinationen zur Anwendung. Beim Reusenfang wurden zum Teil mehrere Reusen pro Probestelle ausgelegt und die Verweildauer bis zum Fangerfolg auf mindestens drei bis maximal fünf Nächte ausgedehnt.

Zur Messung der chemisch-physikalischen Parameter wurden nur Feldmessungen di-

rekt im Zuge der Probennahme durchgeführt. Dabei wurden direkt an den Probestellen neben der Lufttemperatur die Wassertemperatur, der pH-Wert, die Leitfähigkeit und der Sauerstoffgehalt als wichtigste Parameter mittels eines WTW-Multiline-Gerätes ermittelt. Mit diesen lässt sich die Gewässerqualität der Probestellen bereits sehr gut charakterisieren und auf ihre Eignung für Flusskrebse prüfen.

Um eine Übertragung der Krebspest zu vermeiden, erfolgte eine entsprechende Desinfektion bzw. Austausch der Ausrüstungsgegenstände nach deren Verwendung.

5. Ergebnisse

Im November 2010 wurden insgesamt 73 Stellen im Saarbach-System und 21 im Eppenbrunner Bach-System mit Hilfe der genannten Methoden untersucht. Dabei konnten zwei der insgesamt neun fest etablierten in Deutschland lebenden Flusskrebsarten nachgewiesen werden. Der einheimische Edelkrebs (*Astacus astacus*) war an 13, der gebietsfremde Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) an sechs Probestellen zu finden.

Für den Bereich des Eppenbrunner Bachs und seines Einzugsgebiets wurde der Kamberkrebs in zwei Woogen und im Bachlauf selbst gefangen bzw. beobachtet. Im Bach konnte die Art dabei erst nach vier Reusennächten nachgewiesen werden. Weitere Krebsfunde gelangen nicht.

Bei der Untersuchung des Saarbachs und seiner Zuflüsse ergaben sich 14 mit Edelkrebsen besiedelte Gewässerbereiche. Bei sieben Probestellen handelte es sich um Stillgewässer und bei fünf um Fließgewässerabschnitte. Kamberkrebse konnten in zwei Woogen und in einem Fließgewässer nachgewiesen werden. Wobei an einer Probestelle, dem Saarbacher Mühlweiher in Ludwigswinkel ein sympatrisches Vorkommen beider Arten festzustellen war (Tab. 2).

Im Verhältnis der Verteilung der Probestellen im Fließgewässer oder den meist im Hauptschluss befindlichen Woogen konnten deutlich mehr Krebse auch mit höheren Anzahlen in den Stillgewässern (36%) als in den Fließgewässern selbst (14%) registriert werden - sowohl bei den Nachtbegehungen als auch beim Reusenfang.

Im Folgenden sind die Ergebnisse aus der Kartierung kartographisch dargestellt (Abb. 2 – 3).

6. Diskussion und Bewertung

6.1 Flusskrebserfassung

6.1.1 Eppenbrunner Bach

Im Eppenbrunner Bach und seinen Nebenbächen konnten keine einheimischen Fluss-

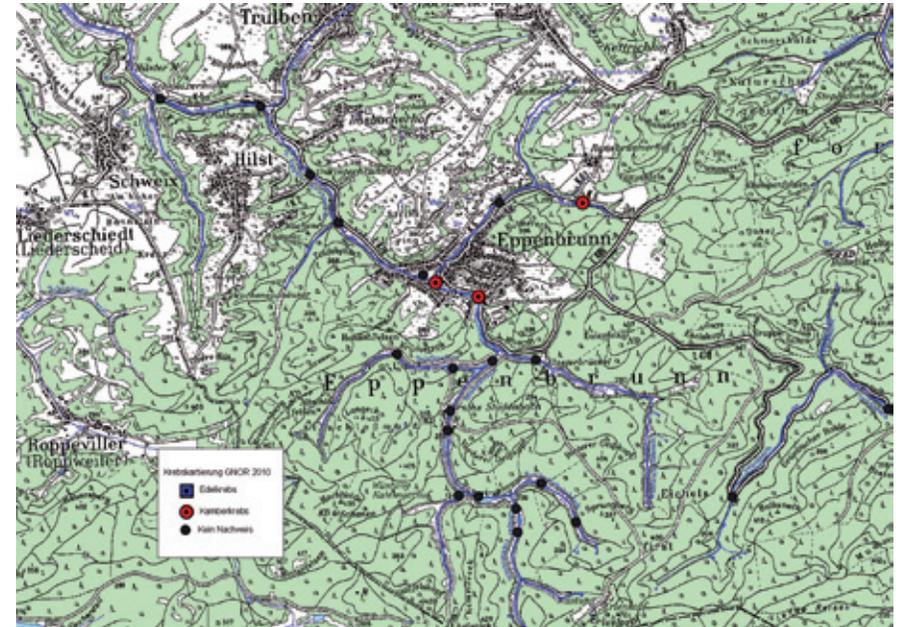


Abb. 2: Nachweise von Flusskrebsen am Eppenbrunner Bach.

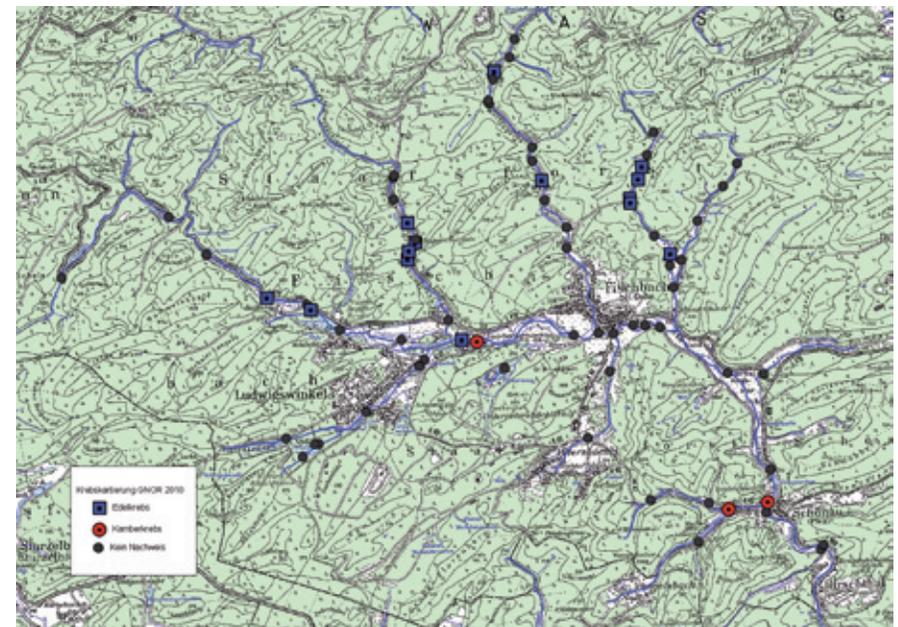


Abb. 3: Nachweise von Flusskrebsen am Saarbach.

krebse nachgewiesen werden. Laut Aussage des Vorsitzenden der Fischereigenossenschaft Trualb RUPPRECHT (mündl. Mitteilung) wurden vor etwa 20 Jahren in den Vereinsweiher, der im Hauptschluss eines Zulaufs des Eppenbrunner Bachs - dem Stüdenbach - liegt, ca. 200 Edelkrebse (*Astacus astacus*) eingesetzt, es gelangen aber seit langem keine Beobachtungen mehr, was in der aktuellen Erfassung bestätigt wurde. Als ein möglicher Grund für das Verschwinden wird der starke Raubfischbestand im Weiher angesehen. Unter anderem gilt der Aal, welcher in dem Gewässer in größerer Anzahl vorkommt, als einer der wohl intensivsten Krebsräuber unter den Raubfischen. Das Verschwinden ist möglicherweise aber auch indirekte Folge der unmittelbar unterhalb vorhandenen Kamberkrebpopulation. Im 200 m entfernten Mühlweiher und auch an zwei weiteren Probestellen im Fließgewässersystem des Eppenbrunner Bachs konnte der Kamberkreb (*Orconectes limosus*) nachgewiesen werden. Von früheren Untersuchungen und Meldungen (TROSCHEL, 2005; www.flusskrebse-rlp; Abb. 4) sind im Bereich des Eppenbrunner Bachs und seiner Nebengewässer keine Vorkommen von Flusskrebsen bekannt. Woher die Kamberkrebse kommen, ließ sich nicht klären, aber es wird vermutet, dass sie mit Besatzfischen ins Gewässer gelangt sind oder gegebenenfalls sogar von Einzelpächtern an Weihern außerhalb des Zuständigkeitsbereichs der Fischereigenossenschaft direkt besetzt wurden. Im Eppenbrunner Bach-System werden zum Beispiel jährlich junge Bachforellen durch den Anglerverein besetzt (RUPPRECHT, mündl. Mitteilung). Es liegen keine Informationen dazu vor, dass der Kamberkreb bachabwärts (Trualb / Hornbach / Schwarzbach) bereits vorhanden ist. Da in den Weihern bei Eppenbrunn regelmäßig geangelt wird, ist eine Übertragung des Krebspesterreger *Aphanomyces astaci* durch entsprechende Gerätschaften von einem Weiher zum anderen gut möglich. Auch auf den Wanderwegen von Fischen, die beispielsweise die Oberläufe zum Laichen aufsuchen, können die Sporen der Krebspest von den Unterläufen in die Quellregionen gelangen. Es ist jedoch nicht bekannt, ob die Kamberkrebpopulation tatsächlich Träger der Krebspest ist oder krebspestfrei.

Die Hoffnung, eventuell den Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) in den Quellbächen nachweisen zu können, hat sich nicht erfüllt. Die Oberläufe stellen sich häufig - durch fehlenden steinigen Untergrund, einen zu hohen Feinsedimentanteil und wenige zum Unterschlupf geeignete Strukturelemente - als ungeeignet dar. Ein weiteres Ausschlusskriterium können zu niedrige pH-Werte sein.

6.1.2 Saarbach

Aus früheren Untersuchungen (LANGER, 2009; ZÜRRLEIN, 2005) waren einzelne Wooge mit Edelkrebsvorkommen im Haupt-/Nebenschluss des Saarbachs und seiner Nebengewässer bekannt (Abb. 4). Die Überprüfung des gesamten Einzugsbereichs des Saarbachs ergaben weitere mit Edelkrebsen besiedelte Wooge und Fließgewässerabschnitte (Abb. 2 - 3). Insgesamt sind folgende Täler des Saarbach-Systems besiedelt: Faunertal (Dielbach), Reißlertal (Saarbach), Wolfsärgertal (Fischbach), Schlettenbachtal (Roßbach). In den Gewässern bei Ludwigswinkel (Rösselsbach, Fischbachloch) und bei Schönau (Bach von Ruine Blumenstein, Wengelsbach) scheinen keine Edelkrebse vorzukommen.

Die Anzahl der in den Fließgewässern gefangenen Edelkrebse sind im Vergleich zu den Beobachtungen in den Woogen relativ spärlich. So wurden zum Beispiel bei einer Nachtbegehung sehr viele Edelkrebse im Weiher am Reißler Hof und zahlreiche Tiere in zwei Woogen am Faunertal beobachtet. Die Fang-Wiederfang-Untersuchung von LANGER (2009) ermittelte Edelkrebsbestände (hochgerechnet auf die Gesamtgröße des Gewässers nach KREBS, 1989) zwischen 8.633 Krebsen für den 0,7 ha großen Wenzel-Weiher im Wolfsärgertal und 167 Krebsen in einem 0,1 ha großen Weiher am Rossbach im Schlettenbachtal. Wobei zu beachten ist, dass nicht jeder Abschnitt eines Weihers gleich dicht mit Krebsen besiedelt sein muss und die Zahlen daher nur eine grobe Schätzung sind. Bei den Fängen in den Fließgewässern handelt es sich entweder um Einzeltiere oder um unmittelbar oberhalb oder unterhalb von Woogen gelegenen Probestellen. Die Edelkrebse scheinen sich bevorzugt in den Woogen aufzuhalten, während in den Fließgewässern nur geringe Besiedlungsdichten vorliegen, die möglicherweise zum Teil aus verdrifteten Tieren bestehen oder durch Wanderbewegungen innerhalb des Fließgewässersystems entstehen. Dies lässt sich vermutlich mit den recht hohen Ansprüchen des Edelkrebses an die Strukturvielfalt des Gewässers erklären. Er braucht Versteckmöglichkeiten zwischen Steinen, überhängenden Wurzeln und Totholz oder steile Ufer, in die er sich eine Wohnhöhle graben kann. Die Wooge im Saarbach-System wiesen in den meisten Fällen besser grabbare Ufer und einen höheren Anteil an Strukturelementen wie Totholz bzw. Wurzeln als die Fließgewässer auf.



Abb. 4: Bekannte Flusskrebsvorkommen nach 2000 (Stand Januar 2011, www.flusskrebse-rlp.de).

Auch im Oberlauf der Nebenbäche des Saarbachs konnten keine Steinkrebse nachgewiesen werden. Der Steinkrebs ist im Pfälzerwald die seltenste und am meisten gefährdete heimische Flusskrebart (TROSCHER & PFEIFFER, 2005). Sein aktuelles Verbreitungsgebiet muss dringend erforscht werden, um diese Art überhaupt nachhaltig schützen zu können. Momentan ist nur ein Steinkrebs-Vorkommen im Bereich des Naturpark Pfälzerwalds bei Landau bekannt, das durch einen benachbarten Signalkrebsbestand und die intensive Umlandnutzung stark gefährdet ist. Ältere Steinkrebs-Meldungen konnten bisher nicht bestätigt werden (TROSCHER & PFEIFFER, 2005 und eigene Beobachtungen) oder waren von Signalkrebsen besetzt (für den Kaltenbach bei Rinnthal, SCHLEICH, mündl. Mitteilung).

Der Nachweis des Kamberkrebse in zwei Gewässern bei Schönau und in einem sympatrischen Vorkommen mit dem Edelkreb im Saarbacher Mühlweiher bei Ludwigswinkel ist alarmierend. TROSCHER & PFEIFFER (2005) konnten den faunenfremden Krebs 2004 nur punktuell im Porzbach (Nebenbach der Wieslauter) bei Erlenbach bei Dahn nachweisen. Durch Besatzmaßnahmen in den oberhalb liegenden Seehofweihern konnte sich dort ein sich offenbar ausbreitender Bestand etablieren. Die in dieser Untersuchung nachgewiesenen Populationen könnten zum einen durch (Fisch-)Besatzmaßnahmen vor Ort entstanden sein. So werden im Saarbachsystem z.B. in der Umgebung von Schönau Bach- und Regenbogenforellen regelmäßig besetzt (BIGNET, 2010), möglich ist aber auch eine Einwanderung aus dem französischen Teil des Saarbachs, dort Sauer genannt.

So berichtet MORELLE (schriftl. Mitteilungen), dass er bereits 2002 oder 2003 einen Kamberkreb zwischen Lembach und dem Fleckensteiner Weiher gefangen hat, ca. fünf Kilometer vom nächstgelegenen *Orconectes limosus* - Nachweis in Rheinland-Pfalz entfernt. Die möglichen Hintergründe für eine solche Koexistenz zwischen einer einheimischen und einer gebietsfremden Art wie im Saarbacher Mühlweiher werden im folgenden Kap. 6.1.3 näher diskutiert.

Zieht man die aktuellen Ergebnisse der Untersuchungen auf der französischen Seite mit heran (SYCOPARC & ONEMA, schriftl. Mitteilung), so ist festzustellen, dass sich der Signalkreb (*Pacifastacus leniusculus*) mit aktuellen Nachweisen an der Sauer (Saarbach) bei Woerth nur noch ca. zwölf Kilometer von der Landesgrenze entfernt befindet.

Die in der Publikation von HUDINA *et al.* (2009) zusammengestellten Ausbreitungsgeschwindigkeiten des Signalkrebse bewegen sich zwischen 0,35 bis zu 4 km stromaufwärts pro Jahr. Für den Kamberkreb wurde eine Strecke von 2,5 km pro Jahr gegen die Fließrichtung ermittelt. Eine Ausbreitung der beiden Arten in die Habitate des Edelkrebse im Saarbach und seinen Nebengewässer scheint somit nur eine Frage weniger Jahre zu sein. Dabei wird die Ausbreitungsgeschwindigkeit von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst. So können einerseits hohe Populationsdichten am Ursprungsort die Wahrscheinlichkeit einer Abwanderung von Krebsen erhö-

hen, Gewässerabstürze dagegen können andererseits - zumindest zeitlich begrenzt - eine Wanderbarriere für die Ausbreitung von Krebsbeständen stromaufwärts darstellen und Ausbreitungsgeschwindigkeiten herabsetzen (BUBB *et al.*, 2006).

6.1.3 Koexistenz

Die Koexistenz von zwei Flusskrebarten in einem Lebensraum ist ausgesprochen selten, da die Krebse sehr ähnliche ökologische Nischen besetzen und hier um Nahrung und Versteckmöglichkeiten konkurrieren. Meist verdrängt deshalb die in diesem Lebensraum konkurrenzstärkere Art nach einer gewissen Zeit die andere Art, dabei spielen Faktoren wie Größe, Aggressivität, ökologische Toleranz, Vermehrungs- und Wachstumsrate eine Rolle (WESTMAN & SAVILAINEN, 2001).

Treffen nordamerikanische auf einheimische Flusskrebarten, ist jedoch meist die von ihnen übertragene Krebspest der ausschließende Faktor für ein gemeinsames Vorkommen. PÖCKL & PEKNY (2002) postulieren, dass die relative schnelle Verdrängung der einheimischen Flusskrebse durch gebietsfremde Arten in kleinen Gewässern - insbesondere in kleinen Stillgewässern - durch verschiedene Effekte hervorgerufen bzw. verstärkt werden kann. Die durch die Kleinräumigkeit bedingte Dichte der Flusskrebsvorkommen erhöht die (aggressiven) Interaktionen zwischen den Arten und bei einem Ausbruch der Krebspest ist die Konzentration der Zoosporen von *Aphanomyces astaci* SCHIKORA 1906 im kleinen Gewässerkörper höher, so dass die Infizierungsrate anwächst und die Mortalität bei den einheimischen Arten auf 100% steigen kann. Hingegen kann die Zoosporenkonzentration in großen Gewässern mit Befall für eine Epidemie zu gering sein, wenn eine geringe Flusskrebstdichte (beispielsweise aufgrund der Ausdehnung oder des großen Fraßdrucks durch Fische) vorliegt, dies ermöglicht ein Zusammenleben beider Arten über einen längeren Zeitraum. Erhöht sich aus unbestimmten Gründen die Flusskrebstdichte über ein kritisches Niveau, kann die Population plötzlich durch einen Ausbruch der Krebspest zusammenbrechen. Der Krebspestbefall folgt nicht immer einem einheitlichen Schema. Weitere Einflussfaktoren wie Wassertemperatur, chemische Wasserqualität, Gewässerstruktur und Jahreszeit beeinflussen zusätzlich die Geschwindigkeit der Ausbreitung. So findet beispielsweise außerhalb der Häutungsperiode eine geringere Sporenabgabe statt, so dass verseuchte und gesunde Individuen beim erstmaligen Zusammentreffen über Wochen oder gar Monate nebeneinander existieren können, ohne dass es zu einem Ausbruch der Krankheit kommt (OIDTMANN & HOFFMANN, 2005).

Bei der aktuellen Untersuchung konnte im Einzugsgebiet des Saarbachs nahe Ludwigswinkel eine Koexistenz zwischen Edelkreb (*Astacus astacus*) und Kamberkreb (*Orconectes limosus*) im Saarbacher Mühlweiher festgestellt werden. Es handelt sich hier um einen etwa 6 ha großen Badensee, dessen Uferbereich zu großen Teilen von einer Campingplatzanlage und einem Hotel in den Sommermonaten intensiv für

verschiedene Freizeitaktivitäten genutzt wird. Es stellt sich hier die Frage, ob es sich um eine krebspestfreie Kamberkrebs-Population handelt oder nicht (es müssen nicht alle Individuen innerhalb einer nordamerikanischen Flusskrebs-Population mit dem Erreger infiziert sein). Für eine entsprechende Untersuchung sollten mindestens 20 Kamberkrebse gefangen und auf *Aphanomyces astaci* getestet werden. So ist die Wahrscheinlichkeit eines Nachweises bei Beständen mit einem hohen Infektionsgrad auch bei geringer Anzahl untersuchter Flusskrebse noch verhältnismäßig hoch, während bei einer Population mit einem sehr kleinen Anteil infizierter Individuen ein Nachweis trotz vorhandener Infektion nicht immer gelingt.

Um sicher gehen zu können, sollte gezielt in den frühen Sommermonaten nach einem Ausbruch bzw. Anzeichen der Krebspest gesucht werden. Der Grund hierfür wäre die erste Häutung im Jahreszyklus des Kamberkrebs, die meist im Mai/Juni vollzogen wird. Bei der Häutung wird der Erreger der Krebspest mit dem alten Panzer abgestoßen und somit gezwungen sich einen neuen Wirt zu suchen. Dies könnte je nach Populationsdichte zu größeren Verlusten des Edelkrebsbestandes führen.

Wenn die Kamberkrebs-Population nicht Träger der Krebspest ist, setzen langfristig zwischenartliche Konkurrenzmechanismen ein. SCHULZ & SMIETANA (2001) führen unter Bezug auf weitere Untersuchungen die höhere Vermehrungsrate von *Orconectes limosus* gegenüber *Astacus leptodactylus* und *A. astacus* als Ursache für das festgestellte langsame Verschwinden der *Astacus*-Bestände an. Als weitere mögliche Gründe werden schnelleres Wachstum und frühere Geschlechtsreife diskutiert. Vier Seen mit Koexistenz von *Orconectes limosus* und *Astacus astacus* wurden 2003 im nordwestlichen Polen untersucht (SCHULZ *et al.*, 2006). Der Erreger der Krebspest konnte nicht nachgewiesen werden, jedoch wurde eine ständige Abnahme der Edelkrebsdichte in den zwei Seen verzeichnet, in denen bereits seit zehn Jahren beide Krebsarten vertreten waren. Eine wachsende Anzahl von Verletzungen beim Edelkrebs bei wachsender Anzahl von Kamberkrebsen ließen eine Verdrängung des Edelkrebses durch direkten Konkurrenzkampf vermuten. Aktuellere Untersuchungen (MAIWALD *et al.*, 2006) schließen die direkte aggressive Interaktion oder den Ausschluss des Edelkrebses von Versteckmöglichkeiten als Verdrängungsmechanismus zwischen den beiden Arten jedoch in einem Laborversuch aus. KOZÁK *et al.* (2007) stellt eine verringerte Überlebensrate bei gleichzeitiger Anwesenheit von Kamber- und Edelkrebs für beide Arten fest. Auch diese Untersuchung bestätigt das schnellere Wachstum des Kamberkrebses gegenüber dem Edelkrebs. Dass der Kamberkrebs sehr aggressiv sein kann, zeigt die Beobachtung von KELLER & STUCKI (2008) bei der mehrere Kamberkrebse gemeinsam einen viel größeren Signalkrebs überwältigten, indem sie zuerst seine Gliedmaßen entfernten und danach den gesamten Krebs verzehrten. Dabei ist eine gesunde Signalkrebs-Population durchaus in der Lage einen sehr starken Bestand von Kamberkrebsen innerhalb kurzer Zeit zu verdrängen wie ein Beispiel von der Aare zeigt (STUCKI, 2005).

Um die Kamberkrebs-Population auf ihren Carrier-Status bezüglich der Krebspest an der Universität Landau untersuchen lassen zu können, wurden nach Abschluss der eigentlichen Kartierungsarbeiten im November mehrere Versuche unternommen, Tiere mit beköderten Reusen zu fangen. Leider gelang es wohl auf Grund der niedrigen Temperaturen nicht genügend Kamberkrebse zu bekommen, obwohl an anderen Stillgewässern in diesem Zeitraum mehrere Edel- und Kamberkrebse gefangen werden konnten.

6.2 Abiotik

Zu niedrige pH-Werte (\leq pH 5) können bei *Astacus astacus* zu Problemen mit der Osmoregulation führen (APPELBERG, 1985). Jüngere Stadien scheinen dabei empfindlicher zu sein als ältere (APPELBERG, 1984). HAGER (1996) vermutet, dass Werte unter pH 5 einen Krebsbestand ausschließen dürften. Für die Aufnahme der in der Häutungsphase benötigten Mineralien gibt PATZNER (2003) eine Untergrenze von einem pH-Wert von etwa 5,7 an. Kurzfristig (z.B. zur Schneeschmelze) sind auch geringere Werte tolerierbar. Nach HOFMANN (1980) sollte der pH-Wert über 6,0 liegen. Kritisch bezüglich einer Besiedlung mit einheimischen Flusskrebsen sind deshalb die folgenden Gewässer zu sehen: Pfälzerwoog (pH 5,07 und starke Wasserschwankungen), Fischbachloch (pH 5,23), Schöneichelsbach (pH 5,41 – 5,79) und vermutlich auch Wüsteichelsbach (pH 5,86) und gegebenenfalls Rösselsbach (pH 5,93 – 6,13). In diesen Bereichen konnten auch keine Flusskrebse nachgewiesen werden.

Insgesamt kann aber festgehalten werden, dass die vorliegenden Messwerte für die einheimischen Flusskrebse meist innerhalb ihres Biotopspektrums liegen, sie stellen nach bisherigen Erkenntnissen keine Limitierung dar.

6.3 Populationsgenetische Untersuchung der Edelkrebsbestände

Die an vier Probestellen gewonnen Gewebeprobe wurden für eine populationsgenetische Untersuchung an das Institut für Umweltwissenschaften (Universität Koblenz Landau, Campus Landau) übergeben. Dort wird derzeit eine Datenbank zu Sequenzinformationen für den Edelkrebs aus den europäischen Flussgebieten im Rahmen eines durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung geförderten Projekts „Molekulargenetischen Identifikation autochthoner Bestände des Edelkrebses“ aufgebaut (SCHRIMPF, Dissertation in Arbeit). Hierdurch wird eine Einordnung der Sequenzen aus Rheinland-Pfalz erst ermöglicht.

SCHRIMPF (Dissertation in Arbeit) ermittelte im Rahmen ihrer Doktorarbeit den COI-Haplotyp der einzelnen Proben (COI = Cytochrom Oxidase Untereinheit I). Im Folgenden werden die ersten Resultate vorgestellt (SCHRIMPF, schriftl. Mitteilung).

gen) unter Einbeziehung der Proben, die durch LANGER (2009) im Untersuchungsgebiet gesammelt und von METZNER (2011) ausgewertet wurden. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse wird separat zu einem späteren Zeitpunkt im Rahmen ihrer Doktorarbeit publiziert.

Bei einem Teil der Proben wurde der bei uns (Nordsee-Einzugsgebiet) häufigste Haplotyp (A) festgestellt. Dieser Haplotyp kommt aber auch im Einzugsgebiet von Donau und Ostsee vor. Mehrere Populationen enthielten jedoch zwei, drei oder sogar vier verschiedene Haplotypen, die zum Teil bisher nur im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnten. Das Vorkommen so vieler verschiedener Haplotypen in diesem begrenzten Gebiet ist ungewöhnlich. In einem Projekt im Lahneinzugsgebiet wurden ca. 130 Proben sequenziert und 125 waren identisch und wiesen den in Zentraleuropa am häufigsten anzutreffenden Haplotyp A auf. Die anderen fünf Proben stammen von zwei Populationen, bei denen bekannt war, dass sie Besatztiere enthielten. Bei ihnen wurde ein Donau-Haplotyp nachgewiesen (SCHRIMPF, schriftl. Mitteilungen).

Die in der aktuellen Untersuchung neu festgestellten Haplotypen sind den Donau-Haplotypen relativ ähnlich. Sie weisen zum großen Teil die gleichen Mutationen auf und unterscheiden sich nur in einzelnen Mutationen. Das lässt nach SCHRIMPF (2011) mehrere Interpretationsmöglichkeiten zu: Die neu sequenzierten Haplotypen sind auch typisch für das Donau-Einzugsgebiet, sie wurden bisher nur nicht sequenziert. Da die meisten Pächter angeben, dass in früheren Jahren ein Edelkrebsbesatz vorgenommen wurde (LANGER, 2009 und eigene Befragungen), könnten sie auch z.B. durch die große Zucht von M. Keller („Erste Bayerische Satzkrebszucht“) bei Augsburg stammen. SCHRIMPF (schriftl. Mitteilungen) hat bereits mehrere Tiere aus der Zucht sequenziert, diese Haplotypen wurden allerdings weder bei den aktuell noch bei den von LANGER (2009) gesammelten Proben nachgewiesen. Bei einem Teil der Proben von LANGER (2009) wurde ein Haplotyp nachgewiesen, der auch häufiger in Proben aus Rumänien sequenziert wurde. METZNER (2011) stellt bei einer zusätzlichen Mikrosatelliten Untersuchung von Proben aus dem Wolfsärgertal/Fischbach und dem Schlettenbachtal/Roßbach (LANGER, 2009) zusätzlich eine relativ große genetische Distanz bzw. eine geringe genetische Identität mit Proben aus der Zucht bei Augsburg fest. Relativ unwahrscheinlich – wenn auch wünschenswert – scheint die Interpretation der Ergebnisse dahingehend, dass die neu sequenzierten Haplotypen typisch für den Pfälzerwald sind. Grundsätzlich wäre es jedoch möglich, dass es hier zu Mutationen kam, die sich regional durchgesetzt haben und eine lokal angepasste Linie bilden.

Eine abschließende Bewertung, ob die Vielfalt der festgestellten Haplotypen als positiv zu sehen ist, da sie von einer natürlichen Variabilität herrühren könnte, oder negativ, weil sie durch viele unterschiedliche Besatzmaßnahmen auch mit Tieren aus dem Donau-Einzugsgebiet zustande kam, muss daher noch ausbleiben. In den nächsten Jahren sollten mehr Edelkrebs-Populationen untersucht werden, die nicht in Ver-

bindung mit den bisher erfassten Populationen stehen. Dazu wäre es wünschenswert nicht nur Proben innerhalb des Biosphärenreservates Pfälzerwald - Vosges du Nord, sondern auch Vergleichsproben aus ganz Rheinland-Pfalz zu bestimmen. Um die Probenahme zu verbessern und möglichst effizient genügend Proben - 20 Proben werden für die Mikrosatelliten-Untersuchung benötigt - von einer Probenstelle zu bekommen, wäre die Untersuchung von Vorkommen in Stillgewässern zu bevorzugen. Auf Grund einer möglicherweise unterschiedlichen genetischen Ausstattung zwischen isolierten Populationen in Stillgewässer und Fließgewässer-Populationen sollten letztere jedoch nicht ganz ausgeschlossen werden.

7 Konkrete Maßnahmenvorschläge für das grenzüberschreitende Biosphärenreservat Pfälzerwald - Vosges du Nord

7.1 Grenzüberschreitende Zusammenarbeit im Biosphärenreservat Pfälzerwald – Vosges du Nord

Der begonnene Informationsaustausch und die Zusammenarbeit zum Schutz der einheimischen Flusskrebse im grenzüberschreitenden Biosphärenreservat Pfälzerwald – Vosges du Nord sollte unbedingt fortgesetzt werden. Beide Länder profitieren vom gegenseitigen Wissen über Verbreitung der einheimischen und gebietsfremden Arten im jeweiligen anderen Land. So können sie die Entwicklung der eigenen Flusskrebsbestände besser abschätzen, Ursachen erkennen und zügiger auf Entwicklungen reagieren. Der Wissenstransfer über geplante oder durchgeführte Maßnahmen und ihre eventuellen Erfolge trägt maßgeblich zu einem effektiven Schutz bei.

Die französischen Partner führen bereits seit längerem jährliche Erfassungen zu Flusskrebsbeständen im Bereich des Parc naturel régional des Vosges du Nord durch. Für 2011 war von französischer Seite geplant, die direkte Grenzregion besonders intensiv in Augenschein zu nehmen. Die Anlage von Schutzteichen - sogenannten „étang conservatoire“ - wurde vorangetrieben, wobei auch eine extensive Nutzung des Edelkrebses als möglicher Motivationsanreiz für die Bevölkerung zum Schutz der einheimischen Bestände ausprobiert werden soll. Für den Besatz werden Edelkrebse von einem französischen Züchter bezogen, die gesicherte Abgabe von gesunden Krebsen ist vertraglich geregelt (MORELLE, schriftl. Mitteilung).

Insgesamt ist die französische Seite des Biosphärenreservates bei der Umsetzung von Schutzmaßnahmen weiter vorangeschritten, so dass Rheinland-Pfalz sicherlich von den Erfahrungswerten und gegebenenfalls auch von der Edelkrebs-Zucht für eigene Maßnahmen profitieren kann.

7.2 Schutzmaßnahmen für den Erhalt der einheimischen Flusskrebse

7.2.1 Erhalt der einheimischen Edelkrebspopulationen im Saarbach-System

Bei der vorliegenden und bei früheren Untersuchungen (LANGER, 2009 ; ZÜRRLEIN, 2005) wurden mehrere, teilweise sehr individuenstarke Populationen des Edelkrebse im Einzugsgebiet des Saarbaches festgestellt. Die Anwesenheit des Kammerkrebse im Saarbachsystem bei Ludwigswinkel und Schönau bzw. die vermutlich in naher Zukunft bevorstehende Einwanderung des Signalkrebse aus dem Unterlauf (Sauer) lassen eine akute Bedrohung der Bestände erkennen. Wenn nicht eine Infektion durch die Krebspest zu einem relativ schnellen Auslöschen der Bestände führt, so werden die Mechanismen der interspezifischen Konkurrenz einsetzen und langfristig die Edelkrebspopulationen dezimieren oder ausrotten. Eine Entfernung der gebietsfremden Flusskrebse aus dem ganzen Saarbach/Sauersystem wird – auch auf Grund der direkten Verbindung zum Rhein – als nicht durchführbar angesehen. Die einzige Möglichkeit scheint die Verhinderung bzw. die Verlangsamung der Ausbreitung der nordamerikanischen Flusskrebse und der Verbreitung einer potentiell vorhandenen Krebspest über andere Wege (wie Fischbesatz, Angelgeräte oder dergleichen) zu sein. Ein Transport der Krebspestsporen durch menschliche Aktivitäten kann nur durch eine entsprechende Öffentlichkeitsarbeit eingeschränkt werden, Maßnahmenvorschläge hierzu werden in Kap. 7.6 unterbreitet.

Der Schutz der Oberläufe von Fließgewässern und der darin enthaltenen Stillgewässer durch Errichten künstlicher Wanderhindernisse ist im Sinne der Forderung nach einer Durchgängigkeit der Gewässer (EU-WRRL) in der Regel nicht wünschenswert. Bei einer Betrachtung der bisher im Saarbachsystem vorhandenen Barrieren und Wanderhemmnisse lassen sich folgende Annahmen äußern, die aufgrund der Großräumigkeit des Gebiets und der Vielzahl der unterschiedlichsten Hindernisse allerdings nur eine grobe Einschätzung sein können. Der Rossbach und seine Weiher im Schlettenbachtal sind durch keine wesentlichen baulichen Barrieren vom Saarbach abgetrennt. Allein der sumpfige Bereiche zu Beginn des Spießwoogtals in dem die Wasserführung des direkt durchfließenden Bächleins relativ gering war, könnte die Einwanderung auf Grund ungeeigneter Habitateigenschaften für den Kamber- bzw. den Signalkrebs von untergeordnetem Interesse sein. Als nächster möglicher Abzweig in ein Nebengewässer des Saarbachs mit Edelkrebsbeständen ist die Einmündung des Fischbachs zu betrachten. Hier ist die Durchwanderbarkeit eingeschränkt, da der Bach mitten im Ort über einen Absturz führt, der relativ schwer zu überwinden und kaum zu umwandern ist (Abb. 5).



Abb. 5a und 5b: Absturz mit Barrierewirkung im Fischbach direkt neben der Haupttrasse des Ortes Fischbach.

Fast keine Barrierewirkung dürfte die Verrohrung mit kleinem Absturz unter der Straße, die das Faunertal zu Beginn quert (L 478), für Flusskrebse haben. Hier muss im Anschluss nur noch der Damm zum direkt anschließenden Woog überwunden werden. Der Oberlauf des Saarbachs ist zwar für Fische durch die große Dammanlage am Ablauf des Lagerweiher aus dem unterhalb liegenden Fließgewässerabschnitt nicht zu erreichen, für die Krebse jedoch wäre es grundsätzlich möglich, das Bauwerk auf dem Landweg zu umgehen. Auf Grund der Höhe und Steilheit des Damms könnte hier aber die weitere Ausbreitung zumindest für eine Weile ins Stocken kommen. Solche Beobachtungen wurden bei verschiedenen Untersuchungen gemacht (KERBY *et al.*, 2005; BUBB *et al.*, 2006). Innerhalb der Täler sind meist keine größeren Wanderhindernisse zu verzeichnen, abgesehen von den Dämmen mit Stauhöhen von 0,5 bis max. 3 m, die die im Hauptschluss befindlichen Weiher vom Fließgewässer abtrennen. Auch diese müssen auf dem Landweg überwunden werden, da eine Besiedlung über den Mönch nicht möglich ist.

In Anbetracht der beschriebenen Krebs-Problematik erscheint es sinnvoll, in den Einmündungsbereichen der Nebengewässer oder im Oberlauf des Saarbachs grundsätzlich keine Verbesserungen der Durchgängigkeit des Gewässers vorzunehmen oder sogar Wooge (mit Edelkrebspopulationen) dauerhaft aufzulassen oder rückzubauen. In einem einzelnen Fall wäre eine Optimierung der Barrierewirkung durch eine Erhöhung des Absturzes innerhalb von Fischbach durch ein überstehendes Gitter o.ä.

leicht durchführbar, ohne dass ein bedeutsamer Eingriff in das Fließgewässer vorgenommen werden müsste. Bis jetzt liegen nur sehr wenige Untersuchungen zur Funktionalität von Krebsperren vor (GROSS, 2003), langfristige Erfahrungen mit solchen Einrichtungen sind nahezu nicht vorhanden. Begleitende Managementmaßnahmen sind meist erforderlich (SCHULZ *et al.*, 2009).

Grundsätzlich sollten im Naturpark Pfälzerwald - und auch in ganz Rheinland-Pfalz - bei Planungen zur Verbesserung der Fließgewässerdurchgängigkeit (z.B. beim Bau einer Fischtreppe) Untersuchungen zu Flusskrebsvorkommen oberhalb und unterhalb solcher Barrieren erfolgen, um auch die möglicherweise negativen Auswirkungen solcher eigentlich begrüßenswerter Maßnahmen beurteilen zu können.

Weiterführende Maßnahmen gegen die fortschreitende Ausbreitung der nordamerikanischen Flusskrebsarten kann auch durch einen regelmäßigen selektiven Abfang von möglichst vielen weiblichen Tieren dieser Bestände an der voranschreitenden „Front“ erfolgen. Auch wenn die Populationen höchstens in kleinen Stillgewässern durch einen gezielten Abfang restlos entfernt werden können, würde der Abfang zu einer Verringerung der Populationsdichte und somit auch zu einer verminderten Wanderbereitschaft der potentiellen Krebspestüberträger führen. Dieses Verfahren ist jedoch sehr zeit- und damit kostenintensiv.

Ob die Edelkrebsvorkommen im Saarbach und seinen Nebengewässern unter den skizzierten Bedingungen langfristig bestehen können ist höchst ungewiss, dies dürfte auch auf die meisten anderen Populationen von einheimischen Flusskrebsen im Pfälzerwald zutreffen. Deshalb ist es wichtig, diese Verluste für einen langfristigen Erhalt der Art durch Ansiedlungsmaßnahmen zu kompensieren. Dabei ist eine Vernetzung der Bestände nicht erstrebenswert, sondern im Hinblick auf die mögliche Übertragung der Krebspest sogar als kontraproduktiv zu sehen. Eine Koordination solcher Maßnahmen ist damit unbedingt erforderlich (SCHULZ *et al.*, 2009).

7.2.2 Anlage von Schutzteichen

Durch die inzwischen sehr weit fortgeschrittene Besiedlung des Pfälzerwaldes durch gebietsfremde Flusskrebse, hauptsächlich durch den Signalkrebs (Abb. 4) können die einheimischen Bestände – insbesondere die der Edelkrebse in sommerwarmen Fließgewässern – langfristig wohl nur durch die Anlage von Schutzteichen sogenannten „Ark sites“ erhalten werden. Ziel dieser Schutzteiche ist es Refugien für die einheimischen Krebse zu entwickeln, wo sie sich sicher vor gebietsfremden Flusskrebsen bzw. der Krebspest in einer gesunden, selbsterhaltenden Population ohne viel zusätzlichen Managementaufwand entwickeln können (WHITEHOUSE *et al.*, 2009).

Die Kriterien für eine erfolgreiche Ansiedlung an einem solchen Standort werden bei SOUTY-GROSSET & REYNOLDS (2009) ausführlich diskutiert und auch im Nationalen Aktionsplan Flusskrebse der Schweiz (STUCKI & ZAUGG, 2006) in ähnlicher Weise beschrieben. Es ist zu überprüfen, ob innerhalb des Naturparks Pfälzerwald

entsprechend große, noch unbesiedelte Stillgewässer in isolierter Lage und mit den benötigten chemisch-physikalischen Parametern bzw. morphologischen Bedingungen vorhanden sind. Hierfür würde es sich anbieten, auf die entsprechenden Untersuchungsergebnisse des Konzepts zur ökologischen Bewertung und Entwicklung der Wooge im Biosphärenreservat Pfälzerwald (KOEHLER *et al.*, 2010) zurückzugreifen, um die Suche zu erleichtern.

Die zur Wiederansiedlung benötigten Tiere sollten bevorzugt aus einer gesunden und genetisch passenden frei lebenden Population oder alternativ aus einer Krebszucht stammen. Bei Entnahme von frei lebenden Populationen muss parallel ein entsprechendes Monitoring zur Sicherung der Stabilität dieser Population durchgeführt werden. Maßnahmen zur Identifizierung von genetisch geeigneten Populationen werden in Kap. 7.4 beschrieben.

7.3 Monitoring der Verbreitung der einheimischen und gebietsfremden Arten

Grundvoraussetzung für den effektiven Schutz von Edelkrebs und Steinkrebs ist ein zumindest halbwegs aktueller Wissenstand zur Verbreitung der einheimischen und gebietsfremden Flusskrebsarten. Um die sich ständig verändernde Situation im Auge zu behalten, sollten jährlich Erfassungen an bestimmten Brennpunkten durchgeführt werden, ähnlich dem Monitoring wie es bereits im Sycoparc etabliert ist. Neben diesem Monitoring erscheinen für den Bereich des Pfälzerwaldes momentan insbesondere die Kontrolle älterer Meldungen zu Steinkrebsvorkommen und die Überprüfung weiterer Gewässeroberläufe von Bedeutung. Zurzeit ist nur noch ein einziges Steinkrebsvorkommen bekannt.

7.4 Ermittlung der populationsgenetischen Struktur der Edelkrebsbestände

Die begonnenen Untersuchungen der populationsgenetischen Struktur der im Pfälzerwald vorkommenden Edelkrebsbestände sollten unbedingt fortgesetzt werden. Überlegungen, dass durch den seit langem bestehenden Handel und Besatz mit diesen Tieren eine vollkommene Durchmischung der Bestände stattgefunden hat, wurde durch Untersuchungen widerlegt, die Edelkrebsbestände verschiedener geografischer Herkunft nachweisen konnten (SCHULZ *et al.*, 2004; SYPKE *et al.*, 1999). Durch solche Untersuchungen können auch Vorkommen mit hoher genetischer Variabilität oder besonderen Merkmalen identifiziert werden. Gerade die Ausbreitung der gebietsfremden Arten führt zu einer Verinselung der bestehenden einheimischen Edelkrebs-

bestände mit möglichen Anpassungen an ihren Lebensraum. Bei Besatzmaßnahmen sollte dies bedacht werden, da ein Besatz mit Tieren unbekannter Herkunft den Genpool verändert und dies zu einem Verlust von geographischen Anpassungen führen kann. Nur bei der Berücksichtigung populationsgenetischer Unterschiede und der Auswahl eines Besatzmaterials mit hoher genetischer Diversität leisten Ansiedlungsmaßnahmen einen Beitrag zur Erhaltung der genetischen Variabilität der Art und damit für das langfristige Überleben (SCHULZ, 2006; SCHULZ & BARIC, 2009). In diesem Zusammenhang sollte der Untersuchung der für die Besatzmaßnahmen in Frankreich gezüchteten Krebse Priorität eingeräumt werden. Im Weiteren sollten Bestände im Pfälzerwald sequenziert werden, die nicht in Kontakt mit den bisher untersuchten Populationen stehen und von denen nicht bekannt ist, dass sie besetzt wurden. Über die laufenden Untersuchungen von SCHRIMPF (Dissertation in Arbeit) an der Universität Landau wird weiteres Vergleichsmaterial von Edelkrebsen aus dem Donau-Einzugsgebiet und von Tieren aus der Zucht von M. Keller gewonnen.

7.5 Sonderfall Koexistenz von Flusskrebsen im Saarbacher Mühlweiher

Sinnvoll wäre die Überprüfung der Kamberkrebs-Populationen auf ihre Krebspest-Infektion zu überprüfen. Diese Information würde die Dringlichkeit möglicher Schutzmaßnahmen für die anderen Edelkrebs-Populationen im Saarbach-System klären. Ergänzend ist eine Fang-Wiederfang-Studie – gegebenenfalls im Rahmen einer Fallstudie der Universität Landau - für beide Arten zu Ermittlung der Bestandsdichte im Saarbacher Mühlweiher sinnvoll. Auch eine direkte Beobachtung vor Ort, um einen eventuellen Ausbruch der Krebspest zu dokumentieren, erscheint angebracht. Eventuell könnte man hier die Mithilfe des Camping-Platz Betreibers gewinnen, der sich sehr für die Krebse interessiert hat.

Liegen bessere Erkenntnisse zur Situation vor Ort vor, ist im Falle einer Infektion der Kamberkrebs mit der Krebspest ein Schutzkonzept für die umliegenden Edelkrebspopulationen zu entwickeln. Bestandteil eines solchen Konzeptes könnte der Versuch sein, den Flusskrebsbestand im Woog künstlich niedrig zu halten, ggf. durch eine Nutzung der Kamberkrebs oder einen erhöhten Prädatorendruck (SMUL, 2008). Ein entsprechendes Monitoring zur Überprüfung der Wirksamkeit der Maßnahmen wäre erforderlich. Eine Aufklärung der am Gewässer aktiven Personenkreise sollte über die Gefahr der Verbreitung möglichst aufgeklärt werden (s. Kap. 7.6). Die Situation eines so stark frequentierten Freizeitgewässers stellt dabei eine besondere Herausforderung dar. Tote und kranke Krebse sollten im Falle eines Ausbruchs möglichst abgesammelt werden, um sie als Sporenquelle zu entfernen und eine weitere Verschleppung durch Tiere oder Menschen zu verhindern (OIDTMANN & HOFFMANN, 2005). Die Einrichtung von Krebsperren in den Abläufen und Zuläufen des Weihers wäre zu

diskutieren. Dabei ist zu beachten, dass bei einer tatsächlich vorliegenden Krebspest-Infektion im Saarbacher Mühlweiher dann vermutlich auch die unterhalb bei Schönau vorkommende Kamberkrebs-Population mit dem Erreger infiziert ist. Aus wissenschaftlicher Sicht wären eine vollständige Erfassung der Wanderhindernisse und eine Dokumentation der Ausbreitungsgeschwindigkeit des Kamberkrebses von Interesse.

Grundsätzlich ist eine Überprüfung des Carrier-Status weiterer gebietsfremder Flusskrebspopulationen im Gebiet des Pfälzerwaldes bzw. in ganz Rheinland-Pfalz sinnvoll. In der Schweiz wurden bereits mehrere Untersuchungen zu diesem Thema durchgeführt, ein langfristiges landesweites Monitoring wird hier angestrebt (STUCKI & ZAUGG 2006). Auch auf der französischen Seite wurden bereits durch das L'ONEMA, Signalkrebse für eine solche Untersuchung entnommen (SYCOPARC & ONEMA, schriftl. Mitteilung).

7.6 Öffentlichkeitsarbeit

Wie bereits beschrieben ist eine offensive Öffentlichkeitsarbeit für den Schutz der heimischen Flusskrebsarten von sehr hoher Bedeutung. Meist in Unkenntnis der dramatischen Folgen werden gebietsfremde Flusskrebsarten in Gewässer ausgesetzt, durch Fischbesatz unwissentlich verbreitet und Krebspestsporen durch feuchte Kleidung, Angelausrüstung, Gummistiefel etc. auf andere Gewässersysteme übertragen.

Eine allgemeine Information der interessierten Bevölkerung durch Seminare wie die bereits von S. Schleich und J. Ott für den Naturpark Saar-Hunsrück durchgeführte ganztägige Veranstaltung „Flusskrebs – Biologie – Bestimmung – Schutz heimischer Arten“ bieten sich auch für den Naturpark Pfälzerwald an. Ein wichtiger Punkt ist vor allem die Aufklärung über heimische und nicht heimische Flusskrebsarten.

Um den großen Kreis der Angler zu erreichen, kommt den Fischereigenossenschaften eine besonders wichtige Funktion hinsichtlich der Information ihrer Mitglieder zu. Die Informationsbroschüre des Landes „Flusskrebs in Rheinland-Pfalz“ (LUWG, 2008) sollte aktiv an die im Naturpark vorhandenen Vereinigungen verteilt werden. Für den in dem vorliegenden Gutachten erfassten Untersuchungsraum wäre eine Vorstellung der Ergebnisse durch eine abendliche Veranstaltung denkbar, insbesondere im Falle einer vorliegenden Krebspest-Infektion am Saarbacher Mühlweiher. Eine Sensibilisierung der betroffenen Personen (Inhaber/Pächter von Gewässern, Angler, Bevölkerung) über die Folgen von unbedachtem Flusskrebs- oder Fischbesatz ist dabei ebenso wichtig, wie die Vermittlung von präventiven Maßnahmen für das Handling mit Fischen, Krebsen und anderem Material (z.B. geeignete Desinfektionsmaßnahmen).

Natürlich gehört zu einer umfassenden Öffentlichkeitsarbeit auch die Darstellung des Themas in Presse, Funk und Fernsehen.

Literatur

- APPELBERG M. 1984. Early development of the crayfish *Astacus astacus* L. in acid water. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 61 : 48-59.
- APPELBERG M. 1985. Changes in haemolymph ion concentrations of *Astacus astacus* L. and *Pacifastacus leniusculus* (DANA) after exposure to low pH and aluminium. *Hydrobiologia* 121(1) : 19-25.
- BIGNET K. 2010. mündl. Mitteilung vom 18.11.10.
- BUBB D.H., THORN T.J. & LUCAS M.C. 2006. Movement patterns of the invasive signal crayfish determined by PIT telemetry. *Can. J. Zool.* 84 : 1202-1209.
- DEHUS P., DUSSLING U. & HOFFMANN C. 1999. Notes on the occurrence of the calico crayfish (*Orconectes immunis*) in Germany. *Freshwater Crayfish* 12 : 786-790.
- GROSS H. 2003. Lineare Durchgängigkeit von Fließgewässern – ein Risiko für Reliktvorkommen des Edelkrebse (*Astacus astacus* L.). *Natur und Landschaft* 78(1) : 33-35.
- HAGER J. 1996. Edelkrebse. Biologie - Zucht - Bewirtschaftung. Graz- Stuttgart. 128 p.
- HOFMANN J. 1980. Die Flusskrebse. Biologie, Haltung und wirtschaftliche Bedeutung. Hamburg und Berlin. 110 p.
- HUDINA S., FALLER M., LUCIĆ A., KLOBUČAR G. & MAGUIRE I. 2009. Distribution and dispersal of two invasive crayfish species in the Drava River basin, Croatia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394-395 : 09. 11 p.
- KELLER M. & STUCKI T. 2008. Der Kamberkrebse, *Orconectes limosus* RAFINESQUE, 1817. *Forum Flusskrebse* 9 : 3-26.
- KERBY J. L., RILEY S. P. D., KATS L. B. & WILSON P. 2005. Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams. *Biological Conservation* 126 : 402-409.
- KOEHLER G., FREY W., HAUPTLORENZ H. & SCHINDLER H. 2010. Konzept zur Bewertung und Entwicklung der Wooge im Biosphärenreservat Pfälzerwald. Reihe der Berichte des Fachgebietes Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Kaiserslautern. Bericht 20. Kaiserslautern. 312 p.
- KOZÁK P., BUŘIČ M., POLICAR T., HAMÁČKOVÁ J. & LEPIČOVÁ A. 2007. The effect of inter- and intra-specific competition on survival and growth rate of native juvenile noble crayfish *Astacus astacus* and alien spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus*. *Hydrobiologia* 590/1 : 85-94.
- KREBS C.J. 1998. *Ecological Methodology*. New York. 624 p.
- LANGER J. 2009. Flusskrebse in Stehgewässern des Pfälzerwaldes - eine GIS-Analyse -. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Landau-Koblenz, Campus Landau. 89 p.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUF-SICHT 2008. Flusskrebse in Rheinland-Pfalz – Broschüre mit Bestimmungsschlüssel und Meldebogen. Mainz. 19 p.
- MAIWALD T., SCHULZ H. K., ŠMIETANA P. & SCHULZ R. 2006. Aggressive Interactions and Interspecific Competition between the Indigenous Crayfish *Astacus astacus* (LINNE) and the Non-indigenous *Orconectes limosus* (Rafinesque). *Freshwater Crayfish* 15: 203-211.
- METZNER K. 2011. Genetische Untersuchung natürlicher und künstlicher Edelkrebpopulationen in Deutschland. Fallstudie. Universität Koblenz Landau, Campus Landau. 27 p.
- OIDTMANN B. & HOFFMANN R. W. 2005. Die Krebspest. *Forum Flusskrebse* 4 : 19-39.
- PÖCKL M., & PEKNY R. 2002. Interaction between native and alien species of crayfish in Austria: case studies. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 367 : 763-776.
- SCHULZ H. 2006. Verbreitung und Biologie des Signalkrebse (*Pacifastacus leniusculus*). *Forum Flusskrebse* 5 : 22-32.
- SCHULZ R. 2000. Status of the noble crayfish *Astacus astacus* (L.) in Germany: monitoring protocol and the use of RAPD markers to assess the genetic structure of populations. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 356 : 123-138.
- SCHULZ H. & BARIC S. 2009. Phylogenetik und Populationsgenetik bei europäischen Flusskrebse. In FÜREDER L. (Hg) 2009. Flusskrebse Biologie – Ökologie – Gefährdung. Wien. 3 -43.
- SCHULZ H., GROSS H., DÜMPELMANN C. & SCHULZ R. 2009. Flusskrebse Deutschlands. In FÜREDER L. (Hg) 2009. Flusskrebse Biologie – Ökologie – Gefährdung. Wien. 71-81.
- SCHULZ R. & SMIETANA P. 2001. Occurrence of native and introduced crayfish in northeastern Germany and northwestern Poland. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 361 : 629-641.
- SCHULZ H. K., SMIETANA P., MAIWALD T., OIDTMANN B. & SCHULZ R. 2006. Case studies on the cooccurrence of *Astacus astacus* and *Orconectes limosus* – snapshots of a slow displacement. *Freshwater Crayfish* 15 : 212-219.

SCHULZ H. K., SMIETANA P & SCHULZ R. 2004. Assessment of DNA variations of the noble crayfish (*Astacus astacus* L.) in Germany and Poland using inter-simple sequence repeats (ISSRs). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 372 – 373 : 387-399.

SMUL (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE) 2008. Flusskrebse in Sachsen - Möglichkeiten für Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen. Dresden, 85 p.

SOUTY-GROSSET C. & REYNOLDS J.D. 2009. Opinion paper. Current ideas on methodological approaches in European crayfish conservation and restocking procedures. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394-395 : 1-11.

STUCKI T. P. 2005. Ausbreitung Signalkrebse in der Aare bei Solothurn. Tagungsband 2. Internationale Flusskrebstagung in Baden, Schweiz. 39-43.

STUCKI T.P. & ZAUGG B. 2006. Nationalen Aktionsplan Flusskrebse. Bundesamt für Umwelt. Schweiz. 40 p.

SYPKE J., WENDT H., HAUF H. & SCHULZ R. 1999. Edelkrebsbestände (*Astacus astacus* L.) in isolierten Kleinseen in Nordostbrandenburg: Populationsökologische und molekulargenetische Untersuchungen als Beitrag zum Artenschutz. *Natur und Landschaft* 74 : 516-522.

TROSCHER H. J. & PFEIFFER M. 2005. Analyse der Bestands- und Lebensraumsituation der Flusskrebse im Pfälzer-Wald. March. 48 p.

WESTMAN K. & SAVILAINEN R. 2001. Long term study of competition between two co-occurring crayfish species, the native *Astacus astacus* L. and the introduced *Pacifastacus leniusculus* DANA, in a finnish lake. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* 361 : 613-627.

WHITEHOUSE A.T., PEAY S. & KINDEMBA V. 2009. Ark sites for White-clawed crayfish – guidance for the aggregates industry. Buglife - The Invertebrate Conservation Trust, Peterborough. 12 p.

ZÜRRLEIN V. 2005. Qualitative Untersuchung der Edelkrebsvorkommen im Wasgau. Unveröffentlichte Fallstudie, Universität Landau-Koblenz, Campus Landau, 79 p.

Wooge auf die Agenda des Biosphärenreservats ? Bedeutung, Bewertung und zukünftige Bewirtschaftung der prägenden Gewässer im Pfälzerwald

Gero KOEHLER (†), Wolfgang FREY (1), Holger HAUPTLORENZ (2)

und Holger SCHINDLER (3)

(1) Hauptstr. 14, 66907 REHWEILER

(2) Stangensohl 11, 67663 KAISERSLAUTERN

(3) Schwarzbach 61, 67471 ELMSTEIN

Zusammenfassung :

Viele der künstlich angelegten Stillgewässer im Pfälzerwald sind aufgrund der Nutzungsaufgabe von allmählichem Verfall bedroht. Zudem bilden sie aus Sicht des Fließgewässers meist unüberwindbare Wanderbarrieren für Fische. Dies betrifft auch zahlreiche historisch bedeutsame und aus Naturschutzgründen erhaltenswerten Anlagen. Auf der Grundlage einer standardisierten Erfassung von 235 Woogen wurden Bewertungsverfahren entwickelt, die den baulichen Zustand, die kulturhistorische Bedeutung, die Auswirkung auf das Landschaftsbild sowie die Biotopwertigkeit der Anlagen und ihren Einfluss auf das Fließgewässer beurteilen können. Aus den Bewertungen ergeben sich Zielformulierungen für die einzelnen Anlagen. In vielen Fällen ist ein Erhalt, entweder aus Gründen des Naturschutzes, des Landschaftsbildes oder aus kulturhistorischen Gründen angezeigt. Besonderer Handlungsbedarf ist bei Anlagen gegeben, an denen ein schlechter baulicher Zustand festgestellt wurde, da dort schneller Verfall droht. Besonders charakteristisch für den Pfälzerwald sind die im 19. Jahrhundert zur Holztrift angelegten Wooge, die zusammen mit den Triftbächen einzigartige kulturelle Zeugnisse darstellen, deren Erhalt im Vordergrund stehen sollte.

Résumé :

Beaucoup d'étangs artificiels dans le Pfälzerwald sont menacés de déclin en raison de l'arrêt de leur exploitation. En outre la plupart d'entre eux constituent des barrières insurmontables pour les poissons de rivière lors de leur migration. Cela concerne aussi de nombreuses installations méritant d'être sauvées dans le cadre de la protection de la nature. A partir d'une étude de 235 étangs, ont été développés des procédures d'évaluation pour pouvoir juger de leur état physique, de leur importance en tant que patrimoine culturel, de leur impact sur le paysage ainsi que de leur valeur comme

biotope et leur influence sur les eaux courantes. Ces évaluations débouchent sur la définition des buts à atteindre pour les différents aménagements. Dans de nombreux cas, la conservation semble nécessaire pour des raisons de protection de la nature, du paysage ou pour des raisons de conservation du patrimoine. Une intervention rapide devrait se faire pour des installations dans un état délabré, où une décrépitude rapide menace. Particulièrement caractéristiques pour la forêt du Palatinat, les étangs aménagés au 19^e siècle pour le flottage du bois, avec les rivières de flottage, constituent des témoignages extraordinaires, dont la conservation devrait être prioritaire.

Summary :

Many of the man-made still water bodies in the Palatinate Forest are under threat because of the abandonment of gradual decay. Moreover, as regards streams, they form usually insurmountable barriers for fish. This also applies to many historically significant grounds that are worthy of nature conservation. Based on a standardised collection of 235 stagnant water bodies, assessment procedures were developed to appraise the structural condition, cultural and historical significance, impact on the landscape as well as the significance of the habitat of the grounds and their influence on the running water courses. These evaluations resulted in the formulation of objectives for each park. In many cases, they indicated preservation, either because of nature conservation, landscape or for cultural and historical reasons. Particular need is given to grounds with poor structural conditions, since there was a threat of faster decay in those areas. A particular characteristic of the Palatinate Forest resides with the stagnant waters arranged in the 19th century in drift wood, and which constitute together with the "Triftbächen" (*artificial water canals*) a unique cultural testimony and whose preservation should remain in the foreground.

Schlüsselwörter : Biosphärenreservat Pfälzerwald, Stillgewässer, Wooge, Entwicklung, Bewertung, Ökologie, Geschichte, Landschaftsbild, Durchgängigkeit, Kulturhistorie.

1. Anlass und Ziel der Untersuchung

Im Pfälzerwald gibt es so gut wie keine natürlichen Stillgewässer, aber eine große Zahl künstlich geschaffener Teiche, im südwestdeutschen Raum auch als Wooge bezeichnet. Eine Erhebung an Hand aktueller topografischer Karten ergab etwas über 1000 Anlagen dieser Art. Es handelt sich überwiegend um kleine Stillgewässer mit weniger als 1000 m² Wasserfläche. Die meisten Wooge wurden als Fischteiche angelegt, daneben dienten etliche der Energienutzung für Mühlen, Hammerwerke u. ä. und als

sogenannte Triftklausen zum Transport von Holz in den Gewässern. Heute spielt nur noch die Nutzung als Fischteich eine größere Rolle, aber auch sie geht in der letzten Zeit mehr und mehr zurück (Abb. 1). Bei den größeren Woogen im Pfälzerwald ist häufig die Nutzung für Freizeit und Erholung von Bedeutung.



Abb. 1 : Woog mit extensiver Fischzucht am Dielbach bei Fischbach.

Ökosystem mit z. T. hoher Bedeutung für die Biotop- und Artenvielfalt, aber auch in seiner nachteiligen Wirkung auf das Fließgewässer, z. B. als Wanderhindernis für Fließgewässerorganismen. Neben dieser ökologischen Bewertung sind aber auch die Potenziale für die Erholungsnutzung und das Landschaftsbild zu beachten. Schließlich sind etliche Wooge auf Grund ihrer Geschichte und Bauweise als wichtige kulturhistorische Zeugnisse erhaltenswert.

Anfang der 2000er Jahre hat sich Prof. Dr.-Ing. Gero Koehler, der langjährige Vorsitzende des wissenschaftlichen Beirates des Naturparks Pfälzerwald, dieser Problematik angenommen. Mit seinen ersten Untersuchungen und den daraus resultierenden Veröffentlichungen über Wooge (KOEHLER & GRAMBERG, 2004 und KOEHLER *et al.*, 2007) wurden die Grundlagen für das umfassende Projekt „Bewertung und Entwicklung der Wooge im Biosphärenreservat Pfälzerwald“ gelegt (KOEHLER *et al.*, 2011). Die Bearbeitung dieses Projektes erfolgte durch Mitarbeiter des Fachgebietes Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Kaiserslautern unter der Leitung von Prof. Koehler im Zeitraum 2007 bis 2010 mit Förderung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Prof. Koehler befand sich zu dieser Zeit schon im Ruhestand und stellte durch seine unentgeltlich geleistete Arbeit den Großteil des für die Förderung erforderlichen Eigenanteils. Zur konkreten Umsetzung von beispielhaften Maßnahmen an einzelnen Woogen hat außerdem Landesforsten Rheinland-Pfalz Eigenmittel bereitgestellt.

Auf der Grundlage der Erfahrungen bei den Erhebungen vor Ort und der daraus gewonnenen Ergebnisse wurde ein Konzept zur Sanierung und Verbesserung von Woo-

gen im Pfälzerwald in Abhängigkeit von Typ, Zustand und Bedeutung der jeweiligen Anlage erarbeitet. Es enthält die wichtigsten baulichen Maßnahmen zur Sanierung und Hinweise zu ihrer Durchführung anhand des Bewertungsverfahrens (KOEHLER *et al.*, 2011). Anschließend wurden einige sanierungsbedürftige Wooge ausgewählt und die erforderlichen Maßnahmen in Zusammenarbeit mit Landesforsten Rheinland-Pfalz als Besitzer umgesetzt. Als Grundlage der Bewertung wurden an 235 Anlagen im Pfälzerwald und nördlich davon im Bereich der Stadt Kaiserslautern umfangreiche Erhebungen vor Ort durchgeführt. Zudem wurden floristische Besonderheiten erfasst und dokumentiert (HAUPTLORENZ & PLANZ, 2011). Bei der Auswahl der näher zu erfassenden Wooge wurde auf eine möglichst hohe Repräsentativität bezüglich Größe und Nutzung geachtet. Die Lage dieser 235 Wooge zeigt Abb. 2.

gen im Pfälzerwald in Abhängigkeit von Typ, Zustand und Bedeutung der jeweiligen Anlage erarbeitet. Es enthält die wichtigsten baulichen Maßnahmen zur Sanierung und Hinweise zu ihrer Durchführung anhand des Bewertungsverfahrens (KOEHLER *et al.*, 2011). Anschließend wurden einige sanierungsbedürftige Wooge ausgewählt und die erforderlichen Maßnahmen in Zusammenarbeit mit Landesforsten Rheinland-Pfalz als Besitzer umgesetzt. Als Grundlage der Bewertung wurden an 235 Anlagen im Pfälzerwald und nördlich davon im Bereich der Stadt Kaiserslautern umfangreiche Erhebungen vor Ort durchgeführt. Zudem wurden floristische Besonderheiten erfasst und dokumentiert (HAUPTLORENZ & PLANZ, 2011). Bei der Auswahl der näher zu erfassenden Wooge wurde auf eine möglichst hohe Repräsentativität bezüglich Größe und Nutzung geachtet. Die Lage dieser 235 Wooge zeigt Abb. 2.

2. Bewertung der Wooge

2.1 Entwicklung und Beschreibung des Bewertungsverfahrens

Als Grundlage der Bewertung jeden Wooges wurde ein Erfassungsbogen mit einer Vielzahl einfach zu ermittelnder Kenngrößen entwickelt (Abb. 3). Er enthält allgemeine Angaben zum Woog und seinen Bauwerken, zur Morphologie, zu Nutzung und Kulturhistorie, zur Hydrochemie sowie zur Beschreibung des Woog-Biotops und seiner Umgebung. Die meisten dieser Angaben wurden bei einer Ortsbegehung erhoben und zum Teil aus anderen Datenquellen ergänzt. Alle Informationen wurden zur weiteren Bearbeitung in einer Datenbank abgelegt. Eine Reihe besonders wichtiger Kenngrößen wurde einzeln statistisch untersucht, um einen Überblick über die Eigenschaften der untersuchten Wooge zu gewinnen.

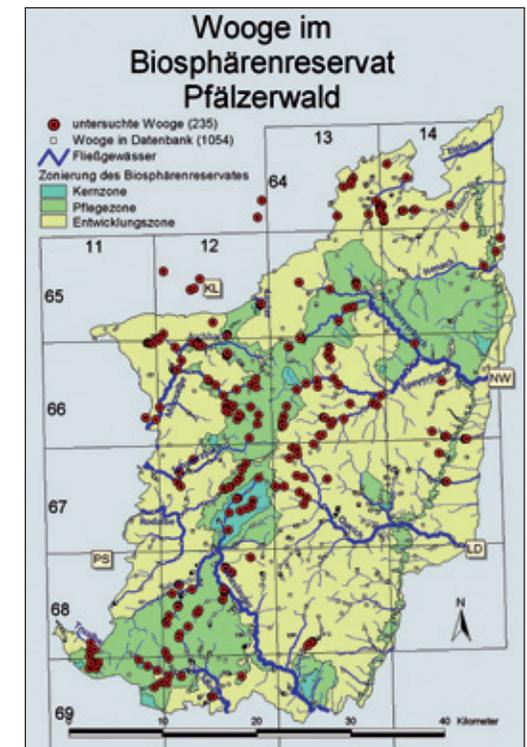


Abb. 2 : Übersicht der Wooge im Biosphärenreservat Pfälzerwald.

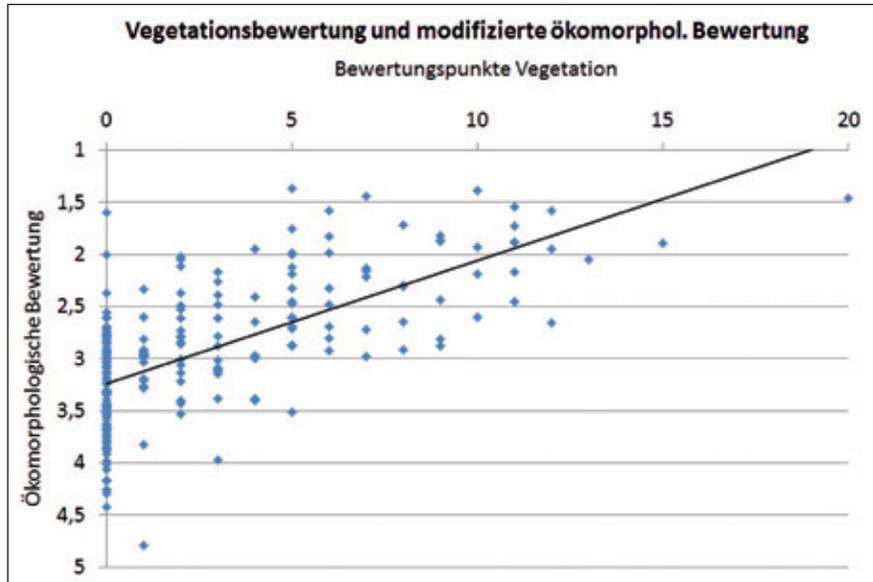


Abb. 4 : Gegenüberstellung der Vegetationsbewertung mit der ökomorphologischen Bewertung an 199 Woogen.

gute Bewertung	Parameter	schlechte Bewertung
verschiedene Typen	Vegetation	wenige Typen
viele	besondere Strukturen	wenige
wasserführend	Wasserstand	trocken
flach	Ufer	steil
Einzelanlage	Anlageform	Gruppenanlage
mittlere Beschattung	Beschattung	unbeschattet
hoch/groß	Fläche/ Größenklasse	gering/klein
gering	Nutzungsdruck	hoch
„naturnah“	Umgebung	„naturfern“
vorhanden	Ufer- oder Wanderweg	nicht vorhanden
groß	ökologische Wertigkeit	klein

Tab. 1 : Übersicht über die Bewertungsfaktoren für Landschaftsbild und Erholungsfunktion.

Die **Bewertung des Einflusses einer Anlage auf das Fließgewässer** ist von großer Bedeutung, da der Woog, insbesondere jener im Hauptschluss, eine Beeinträchtigung für das Fließgewässersystem darstellt. Dabei spielt der Einfluss auf die Durchgängigkeit, der über die Barrierewirkung des Wooges und seiner Lage im Gewässersystem ermittelt wird, die größte Rolle. Daneben werden der Fließgewässer-Biotopverlust durch den Aufstau und der Einfluss auf die Wasserqualität berücksichtigt.

Für die **Bewertung des Landschaftsbildes und der Erholungsfunktion** wurden aus der Literatur relevante Faktoren wie z. B. Vielfalt, Kontrast, Überschaubarkeit, Raumbildung und Zugänglichkeit ermittelt (SCHWAHN, 2007; SCHWAHN & STÄHR, 1985; SYRBE *et al.*, 2001) und in die entsprechenden Parameter des Erhebungsbogens übersetzt. Tabelle 1 zeigt die resultierenden bewertungsrelevanten Parameter sowie deren (positive und negative) Auswirkungen auf die Bewertung von Landschaftsbild und Erholungswert.

Auf die **kulturhistorische Bewertung** wird an dieser Stelle etwas näher eingegangen, da sie im Vergleich zu den anderen Bewertungen recht übersichtlich darzustellen ist. Sie benötigt in der Regel jedoch Hintergrundwissen über das zu bewertende Objekt, welches unmittelbar vor Ort meist nicht zu recherchieren ist. Insbesondere zum Alter lagen den Autoren durch die Auswertung historischer Karten und Ortschroniken zahlreiche Informationen vor. Die folgenden drei Parameter werden mit einem einfachen Punktesystem summiert:

(1) Alter

- vor 1816 belegt bzw. sicher angenommen 2 Punkte
- für die „bayerische Zeit“ belegt (1816 – 1918) 1 Punkt
- nach 1918 entstanden 0 Punkte

(2) Zeitgeschichtliche Bedeutung

- Die Nutzungsgeschichte des Wooges ist bekannt und eng mit der Zeitgeschichte verknüpft, z. B. durch mehrmalige Nutzungswechsel, die den historischen Wandel widerspiegeln. Zudem weist der Woog lokalhistorische Besonderheiten auf. Es gibt eine „Geschichte“ dieses einzelnen Wooges („Alleinstellungsmerkmal“). 2 Punkte
- Die Nutzungsgeschichte ist mehr oder weniger bekannt oder lückenhaft und spiegelt die Nutzungsgeschichte vieler ähnlicher Wooge wider. Es sind jedoch keine lokalhistorischen Besonderheiten bekannt. Es gibt keine „Geschichte“ des einzelnen Wooges, jedoch eine Geschichte der Wooggruppe bzw. des Woogtyps („typisches Beispiel“). 1 Punkt
- Die Nutzungsgeschichte ist nicht bekannt bzw. kurz (nach 1918 entstanden) und von gleichartiger Nutzung geprägt. Es sind keine lokalhistorischen Besonderheiten bekannt („Allerweltswoog“). 0 Punkte

(3) Präsenz historischer Bausubstanz

- Vorhandensein kulturhistorisch bedeutsamer und sichtbarer Bausubstanz, die von einer historischen Nutzung Zeugnis ablegt. 2 Punkte

<p>Ökomorphologische Bewertung:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1 Schutz des Woogs, Erhalt vorrangig, zusätzliche ökologisch orientierte Pflege nicht nötig 2 Schutz des Woogs, Erhalt erreichen, zusätzliche ökologisch orientierte Pflege ggf. sinnvoll, aber nicht prioritär 3 Erhalt und Schutz des Woogs wünschenswert, aber nicht prioritär, ökologische Verbesserungsmaßnahmen erwünscht 4 aus Sicht der Woog-Ökologie kein Erhalt nötig, ökologische Verbesserungsmaßnahmen sollten durchgeführt werden, wenn Erhalt aus anderen Gründen favorisiert 5 Auflassung aus Sicht der Woog-Ökologie, Wenn Erhalt aus anderen Gründen: ökologische Verbesserungsmaßnahmen nötig, aber i.d.R. sehr zu aufwändig <p>Kulturhistorische Bewertung:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1 Kulturhistorischer Schutz, Erhalt vorrangig, langfristige Pflege historischer Bausubstanz 2 kulturhistorischer Schutz, Erhalt erreichen, Pflege bzw. Sichtbarmachen alter Substanz oder Dokumentation vor Ort 3 kulturhistorischer Schutz, Erhalt wünschenswert, aber nicht vordringlich, Pflege bzw. Sichtbarmachen alter Substanz oder Dokumentation vor Ort ggf. sinnvoll 4 aus Sicht der Kulturhistorie kein Erhalt nötig, kaum Maßnahmen angebracht, evtl. zusätzliche Recherche 5 Auflassung aus Sicht der Kulturhistorie, keine Maßnahmen angebracht, evtl. zusätzliche Recherche <p>Einfluss auf das Fließgewässer: Kombination</p> <ol style="list-style-type: none"> 1 aus Sicht des Fließgewässers keine Maßnahmen nötig 2 Kaum verbessernde Maßnahmen zur Minderung des negativen Einflusses auf das Fließgewässer nötig 3 Minderung negativen Einflusses auf das Fließgewässer wünschenswert, aber nicht prioritär 4 möglichst negativen Einfluss auf das Fließgewässer mindern 5 vorrangig negativen Einfluss mindern <p>Landschaftsbild-Bewertung:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1 Schutz, Erhalt aus Sicht des Landschaftsbilds vorrangig, zusätzliche Maßnahmen nicht nötig 2 möglichst Schutz, Erhalt aus Sicht des Landschaftsbilds erreichen, zusätzliche Maßnahmen ggf. sinnvoll, aber nicht prioritär 3 Erhalt und Schutz aus Sicht des Landschaftsbilds wünschenswert, aber nicht wichtig, Verbesserungsmaßnahmen erwünscht 4 aus Sicht des Landschaftsbilds kein Erhalt nötig, Verbesserungsmaßnahmen sollten durchgeführt werden, wenn Erhalt aus anderen Gründen favorisiert 5 Auflassung aus Sicht des Landschaftsbildes, Verbesserungsmaßnahmen nötig, wenn Erhalt aus anderen Gründen, i.d.R. aufwändig

Tab. 3 : Textliche Gesamtbewertung als Maßnahmenempfehlungen (vorrangiges fett hervorgehoben).

Bauliche Bewertung (bei Erhalt des Wooges):	
A	keine baulichen Erhaltungsmaßnahmen nötig
B	einzelne Maßnahmen erforderlich, aber Anlage nicht gefährdet
C	einzelne Maßnahmen erforderlich, Anlage gefährdet
D	umfangreiche bauliche Sanierung erforderlich, Anlage gefährdet

Tab. 4 : Maßnahmenempfehlungen aus der baulichen Bewertung.

- Alte Bausubstanz ist vorhanden und mehr oder weniger sichtbar, jedoch ohne deutliche Beziehung zu einer historischen Nutzung. 1 Punkt
- Es ist keine alte Bausubstanz vorhanden. 0 Punkte

Die Summe der Punkte wird aufsteigend einer jeweils höheren „Kulturklasse“ zugeordnet (Tab. 2).

Punkte	Klasse	Kulturhistorische Bedeutung
0	5	Sehr gering
1	4	Gering
2 – 3	3	Mäßig
4	2	Hoch
5	1	Sehr hoch

Tab. 2 : Ermittlung der kulturhistorischen Bedeutung eines Wooges mit einfachem Punktesystem.

Die **Bewertung des baulichen Zustandes**, welcher den Sanierungsbedarf einer Anlage anzeigt, setzt sich aus dem Zustand des Dammes und dem Zustand der Auslass- bzw. Überlaufbauwerke zusammen. Dieser wird jeweils vor Ort begutachtet und in die Kategorien „intakt“, „beschädigt“ und „verfallen“ eingeteilt. An den Woogen mit historischer Triftnutzung wurde zusätzlich eine spezielle Bewertung des Erhaltungszustandes vorgenommen.

Die **Maßnahmenempfehlungen** ergeben sich aus den hier vorgestellten Bewertungen. Aus den Bewertungen für die vier erstgenannten Verfahren wurden für jede Bewertungsklasse Textbausteine entwickelt mit Folgerungen für Entscheidungen bzw. Maßnahmen zur Aufwertung (Tab. 3). Die Kombination dieser Bausteine für einen einzelnen Woog ergibt Aussagen zur Notwendigkeit eines Schutzes sowie zu Zielbestimmungen möglicher Maßnahmen. Die bauliche Bewertung erlaubt Aussagen zur Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen, falls der Woog erhalten werden soll (Tab. 4).

2.2 Ergebnisse der Bewertung

Die **ökomorphologische Bewertung** ergab, dass 24% aller Wooge eine sehr hohe oder eine hohe Biotopwertigkeit besitzen. Je 38% haben eine mäßige bzw. eine geringe bis sehr geringe Wertigkeit (Abb. 5 a).

Die herausragenden Anlagen mit sehr hoher Biotopwertigkeit sind in Tabelle 5 dargestellt (grün und blau markiert).

Die Frage nach der **Beeinträchtigung des Fließgewässers durch den Woog** lässt sich zusammengefasst so beantworten: Bei 30% der Anlagen wird der Einfluss als gering oder sehr gering eingestuft, bei 40% als mäßig und bei 29% als hoch oder sehr hoch (Abb. 5 b). Das Hauptaugenmerk ist dabei auf die Durchwanderbarkeit der Wooge zu richten. Sie ist bei 87% der Anlagen nicht gegeben. Trotzdem ist der Einfluss eines einzelnen Woogs (oder

Ökomorphologische Bewertung Einfluss des Woogs auf das Fließgewässer

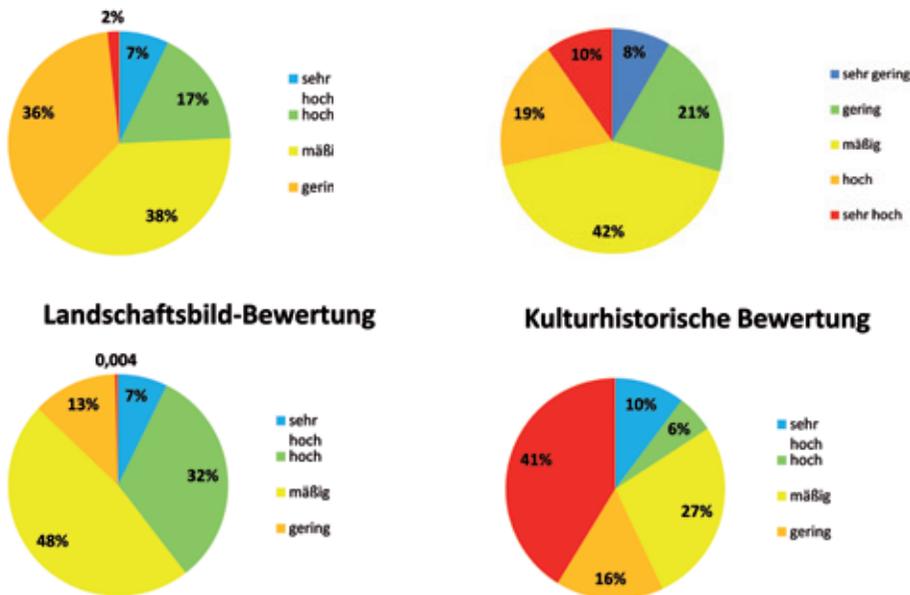


Abb. 5 a-d : Verteilung der fünf Bewertungsklassen an den 235 untersuchten Woogen nach den unterschiedlichen Bewertungskriterien : Ökomorphologie (a), Einfluss auf das Fließgewässer (b), Landschaftsbild (c) und Kulturhistorie (d).

einer Gruppe dicht hintereinander liegender Wooge) auf die Systemvernetzung in 70% der Fälle sehr gering oder gering. Deren Beseitigung oder eine anders zu erreichende Herstellung der Durchgängigkeit würde nämlich in den meisten Fällen zu keiner wirksamen Verbesserung bei der Gewässervernetzung führen, da im System in geringer Entfernung meist weitere Wanderhindernisse (Wooge, Abstürze, Durchlässe) vorhanden sind oder die Anlagen sich weit im quellenahen Oberlauf befinden. Die neu hinzugewonnenen Strecken sind damit häufig nur sehr kurz. Eine grundlegende Verbesserung wäre nur durch umfassende Maßnahmen entlang des gesamten Gewässersystems möglich.

Für **Landschaftsbild und Erholung** haben 39% der Wooge eine hohe Bedeutung, 48% eine mäßige und 13% eine geringe oder eine sehr geringe Bedeutung (Abb. 5 c). Dieses Verfahren lieferte von allen Bewertungsverfahren die höchsten Einstufungen und unterstreicht die große Bedeutung der Wooge für Landschaftsbild und Erholungsnutzung.

Hier beinhaltet die „Spitzengruppe“ der 17 mit Klasse 1 bewerteten Wooge auch 8 ökologisch sehr hoch bewertete Wooge (Tab. 5, blau markiert), aber auch touristisch erschlossene wie den Gelterswoog mit ebenfalls meist hoher Biotopwertigkeit (violett markiert).



Abb. 6 : Der Kranzwoog im Moosbachtal als Beispiel für einen Woog mit sehr hoher Biotopwertigkeit.

Generell korrelieren die beiden Bewertungen stark miteinander.

Die **kulturhistorische Bewertung** der untersuchten Wooge ergab bei 16% eine sehr hohe oder eine hohe Bedeutung, bei 27% eine mäßige und bei 57% eine geringe oder eine sehr geringe Bedeutung (Abb. 5 d). Hinsichtlich des Alters ist davon auszugehen, dass 44% der untersuchten Anlagen vor dem 1. Weltkrieg errichtet wurden, 28% gehen sogar auf die Zeit vor etwa 1830 zurück.

Die 24 Anlagen mit sehr hoher kulturhistorischer Bedeutung zeigt Tabelle 5 (rotbraun markiert). Die Liste enthält dabei 16 ehemalige Triftwooge.

Der Vergleich mit den beiden vorangegangenen Listen zeigt, dass die Schnittmengen zwischen Ökomorphologie und Landschaftsbild auf der einen und Kulturhistorie auf der anderen Seite sehr gering sind. Lediglich der Jagdhausweiher befindet sich beim Landschaftsbild als auch bei der kulturhistorischen Bewertung in der jeweils höchsten Stufe. Beschränkt man sich bei dieser Betrachtung nicht nur auf die Anlagen mit Bewertungsstufe 1, sondern bezieht auch die Stufe 2 mit ein, sind weitere zwei Wooge nach allen drei Kriterien erhaltenswert (Tab. 5, grau markiert):

Schließlich erfolgte noch eine **Bewertung des Zustandes der Bauwerke**. Nach Augenschein sind 16% der Absperrbauwerke (fast ausschließlich Dämme) beschädigt oder verfallen. Bei den Auslassbauwerken (Mönche, Überläufe) sind 31% der Wooge in dieser Weise betroffen. Wenn man aus der Kombination beider Schadensgruppen die Anlagen zusammenfasst, bei denen eine konkrete Gefährdung für deren Bestand vorliegt, haben 23% der Wooge dringenden Sanierungsbedarf.

Zusätzlich wurden nach Literaturstudien (MEYER, 1994) und nach Recherchen historischer Karten alle in den Jahren 1820 bis 1857 **zur Holztrift errichteten Wooge** erfasst und ihr Vorhandensein bzw. ihr baulicher Zustand vor Ort überprüft. Es handelte sich nach alten Unterlagen ursprünglich um 62 sogenannte Triftklausen. Die Erhebung ergab, dass von diesen 62 Anlagen 10 nicht mehr vorhanden sind. Weitere 24 Anlagen sind nicht mehr eingestaut, es sind aber noch Bauwerke oder Reste davon erhalten. Art und Zustand aller noch vorhandenen Triftklausen wurde dokumentiert und mit den Angaben aus alten Unterlagen verglichen (Abb. 7). Danach wurde ein nur für diese Triftklausen gültiges Bewertungsverfahren zur baugeschichtlichen Bedeu-

Woog-Nr.	Flussgebiet	Gemeinde	Name	Ökomorphologie	Landschaftsbild	Kulturhistorie
6512-09.00	Lauter	Kaiserslautern	Schalk'scher Teich	sehr hoch	hoch	mäßig
6812-36.02	Wieslauter	Dahn	Oberer Ederswoog	sehr hoch	hoch	sehr gering
6812-38.01	Wieslauter	Dahn	"Osmunda-Woog"	sehr hoch	hoch	sehr gering
6911-01.00	Trualbe	Eppenbrunn	Saubüchelweiher	sehr hoch	hoch	mäßig
6911-02.00	Trualbe	Eppenbrunn	Neutalweiher	sehr hoch	hoch	mäßig
6911-05.01	Trualbe	Eppenbrunn	"Fichtenwoog II"	sehr hoch	hoch	sehr gering
6912-01.01	Sauer	Ludwigswinkel	oberhalb großer Scheidteich	sehr hoch	hoch	sehr gering
6912-09.01	Sauer	Ludwigswinkel	Entenweiher	sehr hoch	hoch	gering
6912-23.03	Sauer	Schönau	oberster Woog bei Schönau	sehr hoch	hoch	sehr gering
6413-94.00	Alsensz	Ramsen	Billesweiher	sehr hoch	sehr hoch	mäßig
6512-01.00	Lauter	Kaiserslautern	Hungerpfuhl	sehr hoch	sehr hoch	mäßig
6612-07.00	Moosalbe	Kaiserslautern	kleiner Tümpel am Jagdhausweiher	sehr hoch	sehr hoch	sehr gering
6612-10.00	Moosalbe	Kaiserslautern	oberer Teil des Walzweihers	sehr hoch	sehr hoch	sehr gering
6612-75.00	Moosalbe	Trippstadt	Oberhammer	sehr hoch	sehr hoch	mäßig
6812-54.00	Wieslauter	Dahn	Kranzwoog	sehr hoch	sehr hoch	mäßig
6911-31.00	Sauer	Ludwigswinkel	Rösselsweiher	sehr hoch	sehr hoch	mäßig
6912-10.00	Sauer	Fischbach bei Dahn	Pfälzerwoog	sehr hoch	sehr hoch	mäßig
6414-78.00	Eckbach	Weisenheim am Berg	Ungeheusersee	hoch	sehr hoch	hoch
6512-50.00	Moosalbe	Kaiserslautern	Kolbenwoog	hoch	sehr hoch	mäßig
6612-01.00	Moosalbe	Kaiserslautern	Gelterswoog	hoch	sehr hoch	mäßig
6612-06.00	Moosalbe	Kaiserslautern	Jagdhausweiher	hoch	sehr hoch	sehr hoch
6612-81.00	Moosalbe	Trippstadt	oberster Weiher an der Moosalbe	hoch	sehr hoch	gering
6612-82.00	Moosalbe	Trippstadt	Wolfenweiher	hoch	sehr hoch	mäßig
6811-60.00	Trualbe	Eppenbrunn	Spießweiher	hoch	sehr hoch	mäßig
6813-61.01	Wieslauter	Erlenbach bei Dahn	großer Schilfwoog oberhalb Seehof	hoch	sehr hoch	gering
6413-75.00	Pfrimm	Sippersfeld	Retzbergweiher	mäßig	sehr hoch	mäßig
6713-08.01	Wellbach	Wilgartswiesen	Aronklausen	hoch	hoch	sehr hoch
6713-07.00	Wellbach	Wilgartswiesen	Mosisklausen	hoch	mäßig	sehr hoch
6413-96.00	Eisbach	Ramsen	Eiswoog	mäßig	hoch	sehr hoch
6513-82.00	Ungerbach	Hochspeyer	Woog im Ungerthal	mäßig	hoch	sehr hoch
6514-29.00	Isenach	Bad Dürkheim	Herzogenweiher	mäßig	hoch	sehr hoch
6612-12.02	Moosalbe	Trippstadt	Unterhammer	mäßig	hoch	sehr hoch
6613-56.00	Blattbach	Elmstein	oberster Triftwoog am Helmbach	mäßig	hoch	sehr hoch
6712-78.00	Scheidbach	Wilgartswiesen	Hansenklausen am Scheidbach	mäßig	hoch	sehr hoch
6612-50.00	Moosalbe	Schopp	Weiher an der Pulvermühle	gering	hoch	sehr hoch
6513-77.02	Leinbach	Hochspeyer	Biedenbacher Woog	gering	mäßig	sehr hoch
6613-07.01	Speyerbach	Elmstein	Triftwoog in Speyerbrunn	gering	mäßig	sehr hoch
6613-32.00	Speyerbach	Elmstein	Elmsteiner Dorfteich	gering	mäßig	sehr hoch
6713-03.00	Flachsbach	Wilgartswiesen	Schelmenklausen	gering	mäßig	sehr hoch
6713-16.00	Kaltenbach	Wilgartswiesen	Schneiderwoog	gering	mäßig	sehr hoch
6713-50.00	Kaltenbach	Wilgartswiesen	Schankklausen	gering	mäßig	sehr hoch
6414-69.02	Rothbach	Wattenheim	unterer Weiher an der Hetschmühle	gering	gering	sehr hoch
6713-15.00	Kaltenbach	Annweiler	Schanzklausen	gering	gering	sehr hoch
6513-77.04	Leinbach	Hochspeyer	Finstertaler Woog	mäßig	mäßig	sehr hoch
6611-76.00	Moosalbe	Horbach	Woog an der Horbacher Mühle	mäßig	mäßig	sehr hoch
6613-52.00	Erlenbach	Elmstein	großer Triftwoog im Erlenbachtal	mäßig	mäßig	sehr hoch
6712-75.03	Wieslauter	Merzalben	unterer Königswoog	mäßig	mäßig	sehr hoch
6712-79.00	Scheidbach	Wilgartswiesen	Kaderklausen oder Friedrichsklausen	mäßig	mäßig	sehr hoch
6612-37.00	Moosalbe	Trippstadt	Wilensteiner Mühle	sehr gering	mäßig	sehr hoch
6512-79.01	Lauter	Kaiserslautern	oberer Lauterspringweiher	hoch	hoch	hoch
6911-06.00	Trualbe	Eppenbrunn	Kalesey-Weiher	hoch	hoch	hoch

Tab. 5: Wooge mit besonderem Schutzbedarf aufgrund herausragender Bewertungen in den Kategorien Ökomorphologie, Landschaftsbild/Erholung und Kulturhistorie (mind. eine Bewertung sehr gut oder drei Bewertungen gut).

tung entwickelt, das 13 besonders erhaltenswerte Anlagen ausweist, die im Folgenden genannt sind:

- Speyerbrunner Klausen (Speyerbach)
- Blattbacher Klausen (Helmbach)
- Goldklausen (Breitenbach)
- Salzbrunner Klausen (Salzbach)
- Gambsklausen (Wartbach)
- Philippusklausen (Zufluss zum Storrbach)
- Ungerthaler Klausen (Zufluss zum Leinbach)
- Backerthaler Klausen (Zufluss zum Großen Legelbach)
- Dammklausen (Erlenbach)
- Alte Schmelzklausen (Großer Legelbach)
- Mühlklausen (Wellbach)
- Petersklausen (Storrbach)
- Hansenklausen (Scheidbach)

3. Ausblick

3.1 Allgemeine Empfehlungen zum weiteren Umgang mit den Woogen im Pfälzerwald

Bezüglich der Zukunft der Wooge im Pfälzerwald sind zwei wesentliche Konfliktfelder zu nennen: Zum einen die Nutzungsaufgabe, die zu einem zunehmenden Verfall der Anlagen führte, die allerdings auch dafür sorgte, dass sich die naturschutzfachliche Bedeutung dieser Landschaftselemente erhöht hat, zum anderen das Bestreben, die biologische Durchwanderbarkeit der Fließgewässer wiederherzustellen. Letztere sollte jedoch nicht pauschal als einzig maßgebend angesehen und der Erhalt künstlicher Teiche von vornherein in Frage gestellt werden. Technisch und finanziell aufwändige Maßnahmen

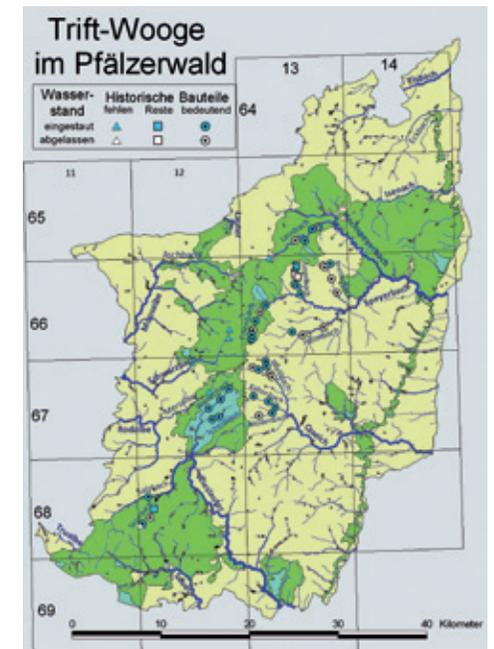


Abb. 7: Karte mit den heute noch nachweisbaren Triftklausen.

zur Verbesserung der Durchgängigkeit müssen in einem vernünftigen Verhältnis zur tatsächlich erzielten Verbesserung gesehen werden. Hier ist in jedem Einzelfall der ökologische Nutzen für das Fließgewässer zu hinterfragen, welcher gerade bei kleinen Bächen mit beschränkter Habitatfunktion für Fische und geringem Zuwachs an vernetzter Strecke oft gering ist.

Neben diesen ökologischen Aspekten sind auch die Potenziale für die Erholungsnutzung bzw. das Landschaftsbild zu beachten. Etliche Wooge sind auf Grund ihrer Geschichte und Bauweise als kulturhistorische Zeugnisse erhaltenswert. Im Falle der Triftklausen im Pfälzerwald mit den zugehörigen, z. T. aufwändig ausgebauten Triftbächen handelt es sich um ein in Deutschland wohl einmaliges Kulturgut dieser Art, das soweit wie möglich erhalten werden sollte.

Auf der Grundlage der Erfahrungen ist ein großräumiges Konzept zur Sanierung und Verbesserung von Woogen im Pfälzerwald in Abhängigkeit von Typ, Zustand und Bedeutung der jeweiligen Anlage anzustreben, bei dem alle Beteiligten und die Behörden involviert sind. Da im Projekt für rund ein Viertel der Anlagen ein dringender Sanierungsbedarf festgestellt wurde, sind kurzfristig Maßnahmen erforderlich. Die zukünftige Entwicklung der Wooge im Pfälzerwald muss also neben der Erhaltungswürdigkeit der Anlagen (Bewertung der Biotopwertigkeit, Landschaftsbild und Kulturhistorie) und Verbesserungen für Fließgewässerorganismen auch den baulichen Sanierungsbedarf sowie Verbesserungsmöglichkeiten im Umfeld beinhalten, z.B. die Entfernung nicht standortheimischer Nadelbäume.

Im Rahmen des Projekts „Konzept zur ökologischen Bewertung und Entwicklung der Wooge im Biosphärenreservat Pfälzerwald“ wurde ein umfangreiches Instrumentarium für diese Fragestellung erarbeitet und getestet, welches zunächst einmal auf weitere Wooge im Pfälzerwald angewandt werden sollte. In diesem Sinne ist es nun in einem möglichen nächsten Schritt sinnvoll, dass weitere Wooge erfasst und bewertet sowie zielgerichtete Maßnahmen getroffen werden. Da im Projekt erst rund ein Viertel der vorhandenen Wooge im Pfälzerwald erfasst wurden, steht dies beim größten Teil zwar noch aus, kann aber aufgrund der geleisteten Vorarbeit ohne größere Schwierigkeiten erfolgen, da jetzt die Methodenentwicklung abgeschlossen ist. Dies wird im Erfassungsbogen mit einer übersichtlichen Anzahl einfach zu ermittelnder Kenngrößen deutlich. Für die Praxis hilfreich ist die verbal formulierte Gesamtbewertung, welche auf schnell verständliche Art die Ziele und vorgeschlagenen Maßnahmen für eine Anlage aufzeigt.

3.2 Umsetzung von Maßnahmen

Im Projektbericht wurden bereits konkrete Umsetzungsmaßnahmen an drei ausgewählten Woogegruppen mit insgesamt 25 Anlagen sowie an vier weiteren Einzel-



Abb. 8 : Sanierung des Dammes mit neuem, offenem Kaskaden-Überlauf (Kleiner Haseldellweiher an einem kleinen Seitenbach der oberen Moosalbe).

andererseits gibt es aber auch Bereiche, wo dies nicht gewünscht bzw. auch aus Naturschutzgründen nicht sinnvoll ist, da ein wertvolles Stillgewässerbiotop erhalten werden sollte. Gerade eine Verlegung des Wooges in den Nebenschluss kann diese beiden Zielkonflikte sehr gut überwinden, so dass mit einer Sanierung beide Ziele erreicht werden können. Allerdings ist dazu ein gewisser Aufwand notwendig.

An den folgenden vier Gewässersystemen besteht nach unseren Erfahrungen ein besonderer Handlungs- und Zielbestimmungsbedarf, da hier zahlreiche unterschiedliche Aspekte eine Rolle spielen:



Abb. 9 : Triftklausen mit Grundablass und Überlauf (Ungerthaler Klausen an einem kleinen Seitenbach des Leinbachs).

anlagen beschrieben (Abb. 8). Hierbei kommt es vor allem auf die Wirksamkeit und Beständigkeit der Maßnahmen an, da die Wooge als künstliche Bauwerke immer eine mittel- bis langfristige Tendenz zum Verfall und zur „Eigenrenaturierung“ in Richtung eines natürlichen Fließgewässers haben. Dies kann, muss aber nicht zielführend im Sinne o.g. Ziele sein. So ist in einigen Regionen im Pfälzerwald ein geduldeter Verfall im Sinne wasserwirtschaftlicher Aspekte durchaus gewollt (Durchgängigkeit im Fließgewässer). An-

Leinbachtal mit Ungerthal (Zufluss zum Hochspeyerbach):

- Triftbachsystem mit mehreren Woogen und Klausen (Abb. 9), ehem. Schemelwiesen
- wichtige Aspekte sind Denkmalschutz und Tourismus/ Naherholung (Schautriften)
- der aktuelle Sanierungsbedarf ist in KOEHLER *et al.* (2011) an Beispielen dargestellt
- Durchgängigkeit unterhalb in Richtung Hochspeyerbach wichtig

Wellbachtal mit Nebenbächen (Zufluss zur Queich):

- verzweigtes Triftsystem mit vielen Triftwoogen in den Oberläufen
- wichtige Aspekte sind Denkmalschutz, Forstwirtschaft, Hobby-Fischerei sowie der Natur- bzw. Quellschutz (viele gefasste Quellen, Renaturierungsbedarf)
- wasserreiches Gebiet mit Nähe zur westlich gelegenen Kernzone Wieslauter
- Bürgerbeteiligung gut denkbar (engagierte Angelvereine und Privatpersonen)

Oberes Moosalbtal mit Nebenbächen (Zufluss zum Schwarzbach):

- keine Triftbäche, jedoch teilweise sehr alte Gewässer
- wichtige Aspekte sind Denkmalschutz, Naherholung und Biodiversität/Naturschutz (Edelkrebsvorkommen!) sowie die Hobby-Fischerei
- Handlungsbedarf durch bauliche Schäden und Verlandungstendenz
- hier wurden bereits kleinräumige Maßnahmen getroffen (KOEHLER *et al.*, 2011)

Erlenbachtal (Zufluss zum oberen Speyerbach):

- Triftbachsystem mit Woogen in relativ abseitiger Lage (nur Erholungsnutzung)
- wichtige Aspekte sind der Denkmalschutz (einzigartiges Auslaufbauwerk mit Sanierungsbedarf) sowie Tourismus/Naherholung
- die Durchgängigkeit wird aufgrund der Lage als nachrangig erachtet (Quellnähe)
- viele Quellen mit einem wertvolle Hangquellmoor (Naturschutzaspekt)

Weitere Wooge und Woogegruppen, die auf ein individuelles Entwicklungskonzept „warten“, gibt es sicher genug. Es stellt sich die Frage, ob das Thema nur jeweils lokal von den örtlich Verantwortlichen gelöst wird oder ob es ein übergeordnetes Konzept geben soll, für das das hier vorgestellte Bewertungssystem einen ersten Beitrag leisten kann.

3.3 Wie geht es weiter ?

Als wichtiges kulturhistorisches Gut sind die Wooge und Triftbäche Sinnbild für den Pfälzerwald und seine Nutzungsgeschichte. Sie sind für die Wasserwirtschaft, den Naturschutz, die Hobby-Fischerei und die touristische Entwicklung des größten zusammenhängenden Waldbereichs in der Pfalz ein Markenzeichen. Die Neuausrichtung der vom Umweltministerium initiierten Aktion Blau PLUS lässt im Hinblick auf die Entwicklung der Wooge im Pfälzerwald begründete Hoffnung aufkeimen, da in Zukunft auch stärker Denkmal- und Naturschutzaspekte bei der Gewässerentwicklung eine Rolle spielen sollen. So gibt es Bestrebungen des Landes Rheinland-Pfalz im Rahmen der Aktion Blau PLUS, wonach bereits 2012 gemeinsam mit dem verbandlichen Umweltschutz, der Wasserwirtschaft, dem Naturschutz, der Forstwirtschaft und dem Denkmalschutz ein Bewirtschaftungskonzept für die Pfälzer Wooge und Triftbäche initiiert werden soll. Diese Entwicklung zeigt, dass im Sinne eines ganzheitlichen Ansatzes gemeinsam mit allen Interessierten noch mehr als bislang erreicht werden kann.

Die Fragen nach dem zukünftigen Umgang mit den Woogen hat im Naturpark Pfälzer-

wald vor allem als Teil des grenzüberschreitenden Biosphärenreservats Pfälzerwald-Nordvogesen eine besondere Bedeutung, weil diese Fragen ein Beispiel für die Entwicklungsziele und deren Umsetzung in Biosphärenreservaten sind. Diese sind die Bewahrung und Entwicklung der natürlichen Umwelt und des historischen Erbes im Einklang mit Nutzungen durch den Menschen. Insofern sollte auch die französische Seite des Biosphärenreservates mit einbezogen werden.

Für Hinweise und Informationen, speziell zur Kulturhistorie und zu lokalem Handlungsbedarf, können Sie sich gerne mit uns in Verbindung setzen (hh-kl@web.de). Wir sind für Anregungen dankbar!

Literatur

HAUPTLORENZ H. & PLANZ B. 2011. Verbreitung und pflanzensoziologische Zuordnung der *Calla palustris*-Bestände im Biosphärenreservat Pfälzerwald. *Annales scientifiques de la réserve de biosphère transfrontalière Vosges du Nord - Pfälzerwald* 15 (2009/10) : 50-68.

KOEHLER G., FREY W., SCHINDLER H. & HAUPTLORENZ H. 2011. Konzept zur ökologischen Bewertung und Entwicklung der Wooge im Biosphärenreservat Pfälzerwald. *Reihe der Berichte des Fachgebietes Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern* 20, Shaker Verlag.

KOEHLER G. & GRAMBERG T. 2004. Wooge im Pfälzerwald – Bestandsaufnahme und Versuch einer Bewertung. In OTT (Hrsg.) 2004. Biodiversität im Biosphärenreservat Pfälzerwald – Status und Perspektiven, BUND-Landesverband Rheinland-Pfalz. Mainz.

KOEHLER G., PEIFFER F. & HAUPTLORENZ H. 2007. Gewässer im Biosphärenreservat als grenzüberschreitender Natur- und Erlebnisraum am Beispiel Sauerbachtal-Sauer- Bestandsaufnahme. *Annales scientifiques de la réserve de biosphère transfrontalière Vosges du Nord - Pfälzerwald* 13 (2006/07) : 143-167.

MEYER G.N. 1994: Flößerei und Triftwesen in der Pfalz. In SEEBACH H. 1994. Altes Handwerk und Gewerbe in der Pfalz/Pfälzerwald. Bachstelzverlag Annweiler.

SCHWAHN C. 2007. Landschaftsästhetik als Bewertungsproblem. Beiträge zur räumlichen Planung. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftspflege der Universität Hannover (Dissertation). Hannover.

SCHWAHN C. & STAHR E. 1985. Bewertung des Landschaftsbildes. In REUTHER (Hrsg.) 1985. Entwicklung einer Konzeption mit modellhaftem Charakter zur landschaftspflegerischen Begleitplanung bei Weinbergsflurbereinigungen - dargestellt am Beispiel Guntersblum/Rheinhessen. Unveröff. Forschungsbericht der Forschungsanstalt Geisenheim.

SYRBE R.-U., RÖDER M. & BASTIAN O. 2001. Regionalisierungsansätze in der Landschaftsbewertung - dargestellt am Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet. *Berichte zur deutschen Landeskunde* 75 : 67-89.

Der Biosphärenturm - ein innovatives Alleinstellungsmerkmal zur Baumkronenforschung

Michael LAKATOS (1), Rainer WIRTH (1), Peter SPITZLEY (2), Frank LEDERER (3), Burkhard BÜDEL (1) & Helmut J. SCHMIDT (4)

(1) Pflanzenökologie und Systematik, TU Kaiserslautern, Erwin-Schrödingerstr. 13, 67663 KAISERSLAUTERN

(2) Architektur, TU Kaiserslautern, Pfaffenbergstr. 95, 67663 KAISERSLAUTERN

(3) Lederer Ingenieure, Buchenweg 9, 67716 HELTERSBERG

(4) Ökologie, TU Kaiserslautern, Erwin-Schrödingerstr. 14, 67663 KAISERSLAUTERN

Zusammenfassung :

Der Biosphärenturm ist ein kürzlich im Biosphärenreservat Pfälzerwald/Nordvogesen errichteter neuartiger, 36m hoher Lehr- und Forschungsturm. Er ermöglicht internationalen Experten ökologisch und ökophysiologisch orientierte Langzeitstudien in heimischen Eichen- und Buchenkronen im Bereich Biodiversität, funktionelle Ökologie und Klimawandel mikrobieller Ökosysteme. Das interdisziplinäre Projekt wurde in Zusammenarbeit mit der TU Kaiserslautern (Pflanzenökologie & Systematik, Architektur), dem Forstamt Kaiserslautern und der Stiftung für Innovation Rheinland Pfalz realisiert. Aufgrund der innovativen Konzeption (z.B. nachwachsende Baustoffe, minimal -intensive Bauweise) stellt der Biosphärenturm ein Alleinstellungsmerkmal zur Initiierung mikrobieller Kronenraumforschung dar, forciert eine erkennbare Profilierung ökologisch und wirtschaftlich relevanter Bioforschung in der Wissenschafts- und Biosphärenreservatsregion, und stellt eine attraktive Tourismus und Öffentlichkeit fördernde Plattform für Umweltbildung und akademische Lehraktivitäten dar.

Résumé :

Erigée récemment dans la Réserve de la Biosphère Pfälzerwald/Vosges du Nord et servant à l'enseignement et à la recherche, la tour de la biosphère est haute de 36 m. Elle permet à des experts internationaux d'effectuer des observations de longue durée sur l'écologie et l'éco-physiologie des couronnes de chênes et de hêtre autochtones, dans les domaines de la biodiversité, de l'écologie fonctionnelle et de l'influence des changements climatiques sur les écosystèmes écologiques microbiens. Le projet interdisciplinaire a été réalisé en coopération avec la TU de Kaiserslautern (écologie des plantes & systématique, architecture), le Forstamt de Kaiserslautern (administration forestière) et la Stiftung für Innovation de

Rhénanie-Palatinat (fondation pour l'innovation). En raison du concept innovant (p.ex. matériaux de construction qui repoussent, mode de construction minimale-intensive), la tour de la biosphère constitue un cas unique pour lancer la recherche en microbiologie dans les couronnes d'arbres et leur environnement. Elle se démarque nettement de ses concurrentes dans la recherche biologique écologique et elle est économiquement pertinente dans la réserve de la biosphère et dans le domaine de la science. Elle constitue également une plateforme attractive pour l'essor du tourisme et la sensibilisation à l'environnement du public et des activités universitaires d'enseignement.

Summary :

The Biosphere Tower is a 36-m canopy access tower for research and teaching, recently installed in the Biosphere Reserve Palatinate Forest/Northern Vosges. It provides long term research facilities in beech and oak canopies for international studies in the fields of biodiversity, functional ecology, and global climate change of microbial ecosystems. The interdisciplinary project has been developed by the University of Kaiserslautern (Plant Ecology & Systematics, Architecture), the forestry office Kaiserslautern and the Rhineland-Palatinate Foundation for Innovation. Owing to its innovative conception (renewable primary products, low-invasive construction method) it represents a unique feature to (1) launch the novel field of microbial canopy ecology, (2) promote ecologically and economically relevant bio-research in the Biosphere Reserve region, and (3) provide an attractive platform for environmental education, tourism, and academic teaching activities.

Schlüsselwörter : Biodiversität, Ökologie, Mikroorganismen, Baumkronen, Kronenzugang, Phyllosphäre, Langzeituntersuchungen.

1. Biodiversität heimischer Kronenräume

Kronenräume sind in heimischen Wäldern erst seit wenigen Jahren Gegenstand der Forschung, obwohl sie in den Tropen zu erheblichem Erkenntnisgewinn in den biologischen, mikrometeorologischen und biochemischen Disziplinen beitragen. So hat sich gezeigt, dass Baumkronen „Hot Spots“ terrestrischer Biodiversität und biologischer Prozesse sind. Sie stellen weltweit die Hauptmasse der photosynthetisch aktiven Laubmasse und beherbergen ca. 40 % aller verbliebenen Arten, wovon geschätzte 10% als Kronenraumspezialisten gelten (OZANNE *et al.*, 2003). Als primäre Grenzzone zwischen Wald und Atmosphäre sind Baumkronen Schlüsselkomponenten für globale Austauschprozesse (CO₂, Wasser, Energie). So beeinflussen sie etwa die Hydrologie von weltweit 45 Mio. ha Land und ihre Rodung führt oft zu substantieller Abnahme der lokalen Niederschläge (OZANNE *et al.*, 2003).

Die klassische Kronenraumforschung fokussiert auf der Makroebene, d.h. höhere Pflanzen,



Der Biosphärenturm

Tiere und Nährstoffflüsse. Kronenlebenden Mikroorganismen hingegen, sogenannten niederen Pflanzen oder einzelligen Organismen und ihren Interaktionen wurde bisher wenig Aufmerksamkeit geschenkt (z.B. RHOADES, 1995; COXSON & NADKARNI, 1995), dies gilt insbesondere für Wälder der gemäßigten Zone (JOHN & SCHRÖCK, 2001; WIRTH *et al.*, 2001; WEBER, 1999; LORDICK, 2007). Selbst für gut bearbeitete Organismengruppen wie Invertebraten, fehlen komplette Inventarisierungen nicht zuletzt wegen der methodischen Unzugänglichkeit für Waldökosysteme (STORK, 1994). Für mikrobielle Zönosen besteht im allgemeinen Konsens darüber, dass die Erfassung der organismischen Diversität weit hinter der von Makroorganismen zurücksteht. Wie die folgenden Beispiele belegen, besteht jedoch noch gewaltiger Forschungsbedarf für terrestrische Algen, Cyanobakterien, Pilze, Protisten, Invertebraten aber auch Moose in diesem Habitat. So wird beispielsweise die Algendiversität epiphytischer (auf größeren Pflanzen wie Bäumen aufsitzende) Biofilme erstmalig wissenschaftlich bearbeitet. Des Weiteren gibt es zwar Indizien, dass ältere Buchen und Eichen (>120 Jahre) deutlich stärker mit den empfindlichen und früher sehr häufigen Bartflechten besiedelt sind (WIRTH *et al.*, 2001) als jüngere Exemplare; Mangels eines geeigneten Zugangs zum Kronenraum basieren diese jedoch nur auf Astbruchuntersuchungen (WIRTH, 1992).

Mehr noch als bei der reinen Artenvielfalt und Artenzusammensetzung, besteht Forschungsbedarf zum Wirkungsgefüge dieser Organismen. Wir wissen nicht welche Rolle diese Organismen in den Stoffflüssen unserer Wälder spielen, weder was die ursprünglichen Wälder oder noch vorhandene Naturwaldreste, noch was unsere Wirtschaftswälder angeht. Könnte die epiphytische Lebensgemeinschaft eventuell eine wichtige Rolle in der Abwehr von Schadorganismen für Trägerbäume darstellen? Inwiefern z.B. trägt Regenwasserabfluss durch die aufsitzende Lebensgemeinschaft zum Nährstoffhaushalt für unter dem Trägerbaum wachsende Organismen bei und ist die Vergesellschaftung der Bodenorganismen dort eine andere als unter Bäumen ohne eine solche Kronenraumbesiedlung? In der Synthese zeigt dies, dass mikrobielle Kronenraumforschung als «weißer Fleck» auf der Landkarte organismischer Forschung bezeichnet werden kann.

2. Kronenraumzugänge in temperaten Wäldern

Es existieren derzeit vier Kronenraumzugänge im Bereich mitteleuropäischer Buchenwälder, einem einzigartigen Großlebensraum. Da die größten Teile dieses Waldtyps auf ihrem Territorium liegen trägt die Bundesrepublik eine weltweite Verantwortung. Diese Vier sind der Baseler Kronenraum-Kran in der Schweiz, das Freisinger Kronenraum-Projekt in Bayern, der Leipziger Kronenraum-Kran in Sachsen und der Solling-Kronenraum-Kran in Niedersachsen (MITCHELL *et al.*, 2002). Der Baseler Kronenraum-Kran steht in einem ca. 120-jährigen Buchensekundärwald mit beigemischter Stiel- und Traubeneiche auf Kalkböden und entspricht der reichen Ausprägung des Buchenwaldes auf Kalkböden (1999 installiert). Der Kronenraumzugang dient hauptsächlich der Erforschung der CO₂-Bilanzen des Bestandes unter dem Einfluss des globalen Klimawandels. Die reinen Installations- und

Materialkosten lagen bei 210.000,- US Dollar, die jährlichen Betriebskosten belaufen sich auf ca. 25.000,- US Dollar. Bei dem Freisinger Kronenraum-Zugang handelt es sich um vier fest installierte Krantürme in einem Fichten-Buchenwirtschaftsforst (1996 installiert). Die Forschungsarbeiten an diesem Zugang konzentrieren sich auf das Konkurrenzgefüge zwischen Fichte und Buche und den Einfluss erhöhter Ozon-Konzentrationen auf die Produktivität des Wirtschaftswaldes. Material und Installationskosten waren 175.000,- Euro. Der Leipziger Kran (2001 installiert) steht in einem Auenwald mit Esche und Stieleiche als dominierende Baumarten. Hauptziel war Biodiversitätsforschung sowohl an Bäumen als auch an epiphytischen Organismen. Material und Installationskosten lagen bei ca. 90.000,- US Dollar, die laufenden jährlichen Kosten bei ca. 50.000,- US Dollar. Um die hohen jährlichen Kosten zu decken, wurden hier von jedem Wissenschaftler 25,- Euro/Stunde Nutzungsgebühr verlangt. Seit dem Tod des Initiators, Prof. Dr. Morawetz, ist das Projekt gefährdet und man plant, den Kran wieder abzubauen. Das Solling-Kranprojekt ist gerade neu installiert und steht in einem Fichtenwirtschaftswald. Wissenschaftlich konzentriert man sich dort auf die Physiologie der Bäume (Fichten) und deren Wachstum. Die Installations- und Materialkosten lagen bei ca. 70.000,- US Dollar.

Diesen Angaben ist klar zu entnehmen, das für eine der Hauptausprägungen des Buchenwaldes, des zumeist auf Buntsandstein stockenden Hainsimsen-Buchenwaldes und seiner Varietäten mit mehr oder weniger starker Eichenbeimischung (wärmeabhängig), kein Kronenraumzugang existiert und was viel schwerwiegender ist, keine Kronenraumforschung stattfindet. Diese erhebliche Lücke haben wir mit dem von uns entwickelten System, das deutlich geringere Folgekosten als die vorgestellten Systeme aufweist, geschlossen.

3. Ökosystemleistungen mikrobieller Kronenraumorganismen

Trotz lückenhafter Kenntnisse über die ökosystemare Funktion kronenlebender Mikroorganismen, gibt es gute Hinweise für die Relevanz ihrer Ökosystemleistungen in Kohlenstoff-, Wasser- und Nährstoffkreisläufen (RHOADES, 1995; COXSON & NADKARNI, 1995). Viele mikrobielle Ökosystemkomponenten wie Algen, Flechten und Moose sind autotroph und somit (bisher nicht quantifizierte) Biomasseproduzenten und CO₂-Senken. Als Primärproduzenten stehen sie an der Basis einer Vielzahl von trophischen Interaktionen. Eigene Voruntersuchungen zur Biomasse epiphytischer Kryptogamen im Pfälzerwald ergaben Trockengewichte von durchschnittlich 8 kg pro Eichenbaumkrone (LAKATOS & WIRTH, unveröffentlicht; LORDICK, 2007). Durch die u.U. drastisch erhöhte Austauschfläche des Trägerbaums spielen epiphytische Organismen eine entscheidende Rolle im Wasserkreislauf, indem sie Niederschlag und Nebel auffangen, erosive Effekte starker Niederschläge verringern und Wasserdampf absorbieren (z.B. PÓCS, 1980; VENEKLAAS *et al.*, 1990; ATAROFF & RADA, 2000). Häufig stellen sie auch eine Kondensationsfläche für Taufall dar, die bis über die Mittagszeit eine Wasserquelle für Epiphyten darstellt (LAKATOS *et al.*, 2012). Für das Waldökosystem bedeutet dies erhöhtes Wasserrecycling und die Verfügbar-

keit zusätzlicher Wasserbeträge (z.B. BENTLEY & CARPENTER, 1980; COXSON *et al.*, 1984). In saisonalen tropischen Habitaten dienen Epiphyten als «Kondensatoren», die saisonale Niederschläge regulieren, als Erosions- und Überflutungsschutz fungieren und Wasserspeicher für trockene Jahreszeiten bereitstellen (STILL *et al.*, 1999; WEATHERS, 1999; NADKARNI & SOLANO, 2002). Indizien für den Einfluss epiphytischer Organismen auf das hydrologische Regime von Wäldern sind also zahlreich (RHOADES, 1995), fehlen jedoch weitgehend für temperate Wälder. Dies betrifft insbesondere empirische Langzeitstudien und saisonale Untersuchungen.

4. Bioaktive Substanzen und Werkstoffe als Wertstoffe der Zukunft

Terrestrische Biofilme bestehen aus einem Konglomerat aus Algen, Bakterien und Pilzen und sind praktisch in allen terrestrischen Habitaten zu finden (COSTERTON *et al.*, 1995; GAYLARDE & GAYLARDE, 2005). In Baumkronen wurden sie unseres Wissens bisher nicht explizit untersucht. In der vergangenen Dekade haben Mikroorganismen aus Biofilmen eine zunehmende biotechnologische Bedeutung erfahren. Applikationen ihrer Produkte reichen von der einfachen Biomassenproduktion für Nahrungs- und Futtermittel bis hin zu wertvollen Produkten für pharmazeutische und ökologische Anwendungen. Insbesondere Cyanobakterien- und einige Grünalgenarten finden biotechnologische Verwendung in Reformkost, Kosmetika, Nahrungsmittel und Pharmazeutika. Diese auch in epiphytischen Biofilmen vorhandenen Organismen produzieren zahlreiche bioaktive Verbindungen wie Hepatotoxine, Cytotoxine oder Neurotoxine (PRASANNA *et al.*, 2010). Andere Sekundärmetabolite werden als potentielle Therapeutika gehandelt wie beispielsweise antivirale Verbindungen, Immunomodulatoren, Inhibitoren oder Zytostatika (PUTZ & GROSS, 2004; SIVONEN & JONES, 1999; SKULBERG, 2000). Viele dieser Organismen sind zur Bildung sogenannte Exopolysaccharide (EPS) in der Lage. Diese EPS können bei terrestrischen Biofilmen bis zu einem Drittel der Biomasse ausmachen und aus verschiedenen polymerisierten Zuckern bestehen. Insbesondere sulfatierte Polysaccharide zeigen eine pharmakologische Wirksamkeit (NAMIKOSHI, 1996). Auch andere biologisch aktive Substanzen, etwa mit antimikrobiellen (MULLER-FEUGA *et al.*, 2003) oder fungiziden Wirkungen (PUTZ & GROSS, 2004) konnten aus Biofilmen isoliert werden. Insbesondere die phylogenetisch archaischen Cyanobakterien generieren zahlreiche wertvolle Stoffwechselmetabolite mit antioxidativen Effekten, mehrfach ungesättigten Fettsäuren, hitzeinduzierten Proteinen und immunologisch effektiven virostatistischen Verbindungen (COHEN, 1999). Einige dieser Stoffwechselmetabolite sind ebenfalls in Grünalgen vorhanden. Für Lipid-basierte Kosmetika werden zukünftig auch die cyanobakteriellen Glyco- und Phospholipide stärkere Beachtung finden (MULLER-FEUGA *et al.*, 2003). Neben der Produktion einer Vielzahl ökonomisch interessanter Metabolite, fallen insbesondere terrestrische Biofilme dadurch auf, dass sie extreme Umweltbedingungen nicht nur tolerieren, sondern sie auch bevorzugen. Eine interessante aber bisher noch nicht untersuchte Rolle kommt den von Grünalgen produzierten EPS zu, da sie einerseits veränderbare Struktureigenschaften von hydrophob

zu hydrophil aufweisen, effektiven Schutz vor Toxinen und Pathogenen verleihen, sowie als Feinstaubakkumulator dienen können. Angesichts der Tatsache, dass ein Screening epiphytischer Biofilme aus Baumkronen bisher nicht stattfand, bieten sie ein vielversprechendes Potential für neue bioaktive Substanzen und Werkstoffe der Zukunft.

5. Naturintegrierte Kronenraumzugänge mit architektonischem Anspruch

In den Konstruktionskonzepten herkömmlicher Forschungstürme wurde bisher nur auf ökonomische und konstruktionsrelevante Faktoren geachtet (MITCHELL *et al.*, 2002). Auf Techniken, die nachwachsende Rohstoffe und Eingliederung in das Wald- und Landschaftsbild integrieren und auf die Vermeidung von Materialien/Substanzen mit antagonistischen Wirkungen auf die Forschungsorganismen wurde bisher kaum Wert gelegt. Dabei können bereits geringste Emissionen eines Bauwerks die Forschungsergebnisse verfälschen und dadurch die gesamte Einrichtung in Frage stellen. Ein zentraler Punkt stellt hierbei die Vermeidung von Bioziden dar, die in sämtlichen Schutzanstrichen und Imprägnierungen enthalten sind und deren unmittelbare Auswirkungen auf den Forschungsstandort nicht vorhersehbar sind. Im Holzbau wird generell zwischen chemischen und konstruktivem Holzschutz unterschieden (DIN 68800, Teil 2 1996). Jede Form von chemischem Holzschutz nimmt unweigerlich durch Auswaschungen und Ausdünstungen biozidhaltiger Substanzen Einfluss auf die Forschungsergebnisse, insbesondere bei mikrobiellen Systemen (PEYLO, 1997). Bei diesem forschungsneutralen Kronenraumzugang erfolgten daher alle Holzschutzmaßnahmen rein konstruktiv. Neben architektonisch unbefriedigenden Maßnahmen wie Verblechungen oder Bitumenbeschichtungen bieten sich die Auswahl geeigneter Holzsorten und die Konstruktion aus Schäl furnieren mit geringen Schichtstärken an (DIN 1052: 2008). Bei der Verarbeitung als Schäl furnierholz werden durch Drehen einiger Furnierlagen um 90 Grad die Tragfähigkeit und Gebrauchstauglichkeit optimiert (Schäl furnier-Sperrholz). Die Schäl furniertechnik ermöglicht das Herstellen flächiger, großformatiger Holzwerkstoffplatten. Durch den Absperreffekt der Querlagen ist dieser Holzwerkstoff besonders formstabil, was ihn für den Außeneinsatz besonders prädestiniert. Im Werkstoff Holz verbindet sich somit ein gutes Tragverhalten mit einer sehr geringen Wärmeleitfähigkeit, wodurch es eine Sonderstellung im Hochbau einnimmt (HERZOG *et al.*, 2003).

6. Vermittlung der Zielstellungen des Biosphärenreservats

Biosphärenreservate sind Modellgebiete zur Erforschung und Realisierung von Ansätzen zum Schutz und nachhaltiger Entwicklung von Kulturlandschaften. Hier sollen neue Wege für ein partnerschaftliches Zusammenleben von Mensch und Natur entwickelt, erprobt und beispielhaft umgesetzt werden. Zu den Kernaufgaben gehören Umweltbildung- und Ausbildung, regionales Marketing, Förderung eines ländlichen, standortangepassten Tourismus, Naturschutz und Landschaftspflege, sowie Forschung und Umweltbeobach-

tung. Das seit 1992 anerkannte grenzüberschreitende Biosphärenreservat Pfälzerwald/Nordvogesen zeichnet sich insbesondere in den Bereichen Tourismus und Naturerziehung durch eine Reihe sehr attraktiver Einrichtungen und Programme aus (Biosphärenhaus, Haus der Nachhaltigkeit, Baumwipfelpfad, Naturerlebniszentrum etc.). Demgegenüber treten originäre wirtschaftliche Entwicklungskonzepte (und Strategien für innovative wirtschaftliche Investitionen) und wissenschaftliche Ziele (Grundlagenforschung, Entscheidungshilfen für die vorsorgende Umweltpolitik und das Umweltmanagement) in den Hintergrund und beschränken sich weitgehend auf forstliche (Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Trippstadt) und holzwirtschaftliche Aspekte. Der Teil der Biosphäre, welcher den Baumkronenraum temperater Wälder und dessen Biodiversität betrifft, wurde jedoch bisher stark vernachlässigt, insbesondere im UNESCO-MAB Welt- netz der Biosphärenreservate, im Bereich der wissenschaftlichen Forschung (hierzu sei auf die Umsetzungsindikatoren der sogenannten «Sevilla-Strategie» verwiesen), im Bereich der Umsetzung netzweiter Forschungsprogramme und der entsprechenden Einbeziehung in internationale Forschungsprogramme, als auch in der Entwicklung regionaler, grenzüberschreitender Forschungs- und Umweltbeobachtungsprogramme. Das Biosphärenturm-Projekt stellt diesbezüglich eine Pionierleistung dar und eröffnet völlig neue Perspektiven der Forschungsdimension und der internationalen Zusammenarbeit. Die weitergehende Nutzungen, die sich im Bereich der Werk- und Wirkstoffkunde, der Medizin oder der Lebensmitteltechnologie befinden, wurden bisher ebenso wenig exploriert wie die Ökosystemleistungen von mikrobiellen Organismengemeinschaften im Kronenraum. Forschung und Öffentlichkeitsarbeit am Biosphärenturm sollen dieses wesentliche, zu einem großen Teil in den Kronenräumen lokalisierte Potential des Waldes aufzeigen, dem Besucher ein modernes Bild von „natur“-wissenschaftlichen Nutzungsoptionen präsentieren, und wirtschaftlicher Anwendung zuführen. Die in Statusbeurteilungen des Biosphärenreservats kritisch registrierten Defizite im Forschungssektor könnten durch die angestrebten langfristigen Forschungsprojekte am Biosphärenturm kompensiert werden. Und geplante Umweltbildungsmaßnahmen zur interaktiven Vermittlung der Forschungsinhalte an die Öffentlichkeit (Initiative mit dem Pfalzmuseum für Naturkunde Bad Dürkheim), verleihen dem Biosphärenturm ein weiteres Alleinstellungsmerkmal als „wissenschaftstouristische“ Attraktion.

7. Bedeutung und Verwertungskonzept für das Biosphärenreservat und die Region

Der Biosphärenturm der TU Kaiserslautern (Bauherr: Prof. Dr. Helmut J. Schmidt; Projektleiter: Dr. Michael Lakatos) ist im Biosphärenreservat zwischen Trippstadt und Aschbacherhof bei Kaiserslautern lokalisiert (49°22'35.00»N 7°46'45.80»E, 429 m ü. NN.). Er stellt eine wichtige Infrastrukturmaßnahme für Forschung, Lehre und Öffentlichkeitsarbeit am Wissenschaftsstandort Kaiserslautern und im grenzüberschreitenden Biosphärenreservat dar. Der innovative Kronenraumzugang versetzt Wissenschaftler international in die Lage, aussichtsreich Forschungsanträge zum Thema Biodiversität und Ökologie

der Kronenräume, z.B. bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) und der französischen Agence Nationale de la Recherche (ANR) zu stellen. Insbesondere die Deutsch-Französische Forschungskoooperation kann von diesem Projekt profitieren - auch im Hinblick auf die Europäische Forschungspolitik wie z.B. der Vorbereitung des 8. Forschungsrahmenprogramms. Da hier eine wesentliche Vorleistung seitens des Landes (Stiftung für Innovation RLP) und der TU Kaiserslautern erbracht wurden, haben zukünftige Anträge aufgrund des einmaligen Kronenraumzuganges eine erheblich bessere Bewilligungschance bei Drittmittelwerbungen. Die über die Jahre mit den Kooperationspartnern festgelegten Forschungsschwerpunkte liefern mittel- und langfristig konkrete Ergebnisse und Kooperationsmöglichkeiten mit den in der Region angesiedelten Universitäten, Forschungseinrichtungen und Firmen, die durch die unikale Errichtung des Kronenraumforschungsturms als Initiativprojekt ermöglicht werden. Bezüglich der Lehre könnten hier internationale Studenten der Deutsch-Französischen Hochschule und der grenzüberschreitenden Universität der Großregion in die aktuelle Forschung in einem bisher in der Lehre nicht zugänglichen Thema eingebunden werden. Damit wird ebenfalls die Attraktivität des neu eingerichteten Master-Studienganges „Ökologie, Evolution und mikrobielle Biodiversität“ (WS 2012/2013) an der TU Kaiserslautern erheblich erhöht.

Darüber hinaus forciert das europaweite Alleinstellungsmerkmal eine erkennbare Profilierung ökologisch und wirtschaftlich relevanter Bioforschung in der Wissenschafts- und Biosphärenreservatsregion. Wissenschaftlich kann mit einiger Zuversicht davon ausgegangen werden, dass sich durch die Erforschung mikrobieller Organismengemeinschaften im Kronenraum Nutzungen ergeben, die sich im Bereich der Werk- und Wirkstoffkunde, der Medizin oder der Lebensmitteltechnologie als hochgradig interessant erweisen. Diese mit dem Schlagwort „Bionik“ derzeit medial sehr gut transportierbaren Aspekte und die bis dato fast nicht explorierten Ökosystemleistungen mikrobieller Organismengemeinschaften bieten gleichermaßen die Möglichkeit ein in Kronenräumen lokalisiertes Potential des Waldes aufzuzeigen, der Öffentlichkeit ein modernes Bild von „natur“-wissenschaftlichen Nutzungsoptionen zu präsentieren, und Interaktionen zwischen Grundlagenforschung und Wirtschaft zu fördern. Aus unserer Sicht bietet der Biosphärenturm somit nicht nur eine hervorragende und innovative Forschungsplattform, sondern kann auch als Symbol für die Verbindung zwischen dem deutsch-französischen Biosphärenreservat, dem lokalen High-Tech-Standort der Science Alliance Kaiserslautern¹ (z.B. Max Planck Institut, Fraunhofer-Institute, Deutsches Forschungszentrum für Künstliche Intelligenz, Nanozentrum) und der regionalen Industrie (z.B. PRE-Park, PRE-Uni-Park, BASF) gesehen werden.

¹ Die Science Alliance Kaiserslautern e.V. ist ein Zusammenschluss von zehn international renommierten Studien- und Forschungseinrichtungen am Standort Kaiserslautern. Studierenden, Wissenschaftlern und Kooperationspartnern aus Wirtschaft, Verwaltung und Industrie bietet sie ein Disziplinen übergreifendes Netzwerk, das innovative Lösungen unter Berücksichtigung jeweils neuester Technologien und Verfahren ermöglicht.

8. Zukünftige Perspektiven

Der neue Forschungsschwerpunkt „Biokomplexität mikrobieller Kronenraumsysteme“ am Biosphärenturm wird unmittelbar das Inventar heimischer Organismen vervollständigen und mit hoher Wahrscheinlichkeit neue Aspekte für Waldmanagement- und Artenschutzkonzepte eröffnen. In Ergänzung zu der deskriptiven Erfassung organischer Diversität bietet der permanente Zugang zu Baumkronen insbesondere die Möglichkeit funktionelle Biodiversität und Ökosystemleistungen über einen längeren Zeitraum nicht-invasiv zu untersuchen. Somit können beispielsweise saisonale Effekte, Besiedlungsmechanismen, Konkurrenzdynamik, Stoffflüsse und trophische Beziehungen untersucht werden. Die bisher nur rudimentär berücksichtigten Funktionen von Mikroorganismen für die vielfältigen Ökosystemleistungen mitteleuropäischer Wälder sollen auf diese Weise besser erfasst werden. Die gewonnenen Resultate können darüber hinaus im Bereich der Mikrobiologie, Forstwirtschaft, Bio- und Umwelttechnologie zu neuen Erkenntnissen führen. Ein zentrales Anliegen des Vorhabens ist ebenfalls die Vermittlung dieser Potentiale gegenüber Interessenten aus der Wirtschaft sowie der Bevölkerung und den Besuchern des Biosphärenreservats. Eine solche überwiegend wissenschaftlich orientierte Einrichtung wird allgemein als notwendige und ideale Ergänzung der bisher auf Tourismus oder Naturbildung ausgelegten Institutionen des Biosphärenreservats gefordert. Somit soll dem Biosphärenturm im Rahmen des Biosphärenreservats eine Brückenfunktion zwischen Wissenschaft, Wirtschaft und Bevölkerung zukommen.

Literatur

- ATAROFF M. & RADA F. 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *Ambio* 29 : 440–444.
- BENTLEY BL. & CARPENTER EJ. 1980. Effects of desiccation and rehydration on nitrogen-fixation by epiphylls in a tropical rainforest. *Microbiol. Ecology* 6 : 109–113.
- COHEN Z. 1999. Chemicals from microalgae. Taylor & Francis, London, pp. 400.
- COSTERTON JW., LEWANDOWSKI Z., CALDWELL DE., KORBER DR. & LAPPIN-SCOTT HM. 1995. Microbial biofilms. *Annu. Rev. Microbiol.* 49 : 711–745.
- COXSON D., WEBBER MR. & KERSHAW KA. 1984. The thermal operating environment of corticolous and pendulous tree lichens. *Bryologist* 87 : 197–202.
- COXSON DS. & NADKARNI NM. 1995. Ecological roles of epiphytes in nutrient cycles of forest ecosystems. In LOWMAN MD. & NADKARNI NM. (eds) 1995. Forest Canopies. Academic Press, San Diego, pp. 495–547.
- DIN 1052. 2008. Entwurf, Berechnung und Bemessung von Holzbauwerken - Allgemeine Bemessungsregeln und Bemessungsregeln für den Hochbau. Ausgabe : 2004-08, Norm

Beuth Verlag GmbH, Berlin.

DIN 68800-2. 1996. Holzschutz - Teil 2: Vorbeugende bauliche Maßnahmen im Hochbau. Ausgabe : 1996-05, Norm Beuth Verlag GmbH, Berlin.

GAYLARDE C. & GAYLARDE PM. 2005. A comparative study of the major microbial biomass of biofilms on exteriors of buildings in Europe and Latin America. *International Biodeterioration & Biodegradation* 55 : 131-139.

HERZOG T., VOLZ M. & NATTERER J. 2003. Holzbau Atlas. Birkhäuser Verlag, München.

JOHN V. & SCHRÖCK HW. 2001. Flechten im Kronen- und Stammbereich geschlossener Waldbestände in Rheinland-Pfalz (SW-Deutschland). *Fauna und Flora Rheinland-Pfalz* 9 : 727-750.

LAKATOS M., OBREGÓN A., BÜDEL B. & BENDIX J. 2012. Midday dew – an overlooked factor enhancing photosynthetic activity of corticolous epiphytes in a wet tropical rain forest. *New Phytologist*: doi 10.1111/j.1469-8137.2011.04034.x.

LORDICK A. 2007. Abundanz von Mikroorganismen in Baumkronen alter Eichen. Staatsexamensarbeit an der TU Kaiserslautern, Kaiserslautern.

MITCHELL AW., SECOY K. & JACKSON T. 2002. The global canopy handbook: Techniques of access and study in the forest roof. Global Canopy Programme, Oxford.

MULLER-FEUGA A., MOAL J. & KAAS R. 2003. The microalgae for aquaculture. In STOTTRUP JG. & McEVOY LA. (eds) 2003. Life feeds in marine aquaculture. Blackwell, Oxford.

NADKARNI NM. & SOLANO R. 2002. Potential effects of climate change on canopy communities in a tropical cloud forest: an experimental approach. *Oecologia* 131 : 580-586.

NAMIKOSHI M. 1996. Bioactive compounds produced by cyanobacteria. *J. Int. Microbiol. Biotechnol.* 17 : 373-384.

OZANNE CMP., ANHUF D., BOULTER SL., KELLER M., KITCHING RL., KORNER C., MEINZER FC., MITCHELL AW., NAKASHIZUKA T., DIAS PLS., STORK NE., WRIGHT SJ. & YOSHIMURA M. 2003. Biodiversity Meets the Atmosphere: A Global View of Forest Canopies. *Science* 301 : 183-186.

PEYLO A. 1997. Bewertung der Auswaschgefährdung von nicht fixierenden wasserlöslichen Holzschutzmitteln auf Borbasis sowie mögliche Alternativenwendungen zu chromathaltigen Holzschutzmitteln. Abschlussbericht Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart, pp. 137.

PÓCS T. 1980. The epiphytic biomass and its effect on the water balance of two rain forest types in the Uluguru Mountains (Tanzania, East Africa). *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 26 : 143-167.

PRASANNA R., SOOD A., JAISWAL P., NAYAK S., GUPTA V., CHAUDHARY V.,

JOSHI M. & NATARAJAN C. 2010. Rediscovering cyanobacteria as valuable sources of bioactive compounds (Review). *Applied Biochemistry and Microbiology* 46 : 119-134.

PUTZ O. & GROSS W. 2004. Valuable products from biotechnology of microalgae, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 65 : 635-648.

RETH S. 2000. Strukturelle Erfassung eines Traubeneichenwaldes (*Quercus petraea*) mit Rotbuchenunterwuchs (*Fagus sylvatica*) und Analyse der chemischen Heterogenität der Eichenblätter. Diplomarbeit, TU Kaiserslautern.

RHOADES FM. 1995. Nonvascular epiphytes in forest canopies: worldwide distribution, abundance, and ecological roles. In LOWMAN MD. & NADKARNI NM. (eds) 1995. Forest Canopies. Academic Press, San Diego, pp 353-408.

RUF T. 1998. Photosynthese Parameter der Bartflechte *Usnea filipendula*. Staatsexamensarbeit TU Kaiserslautern.

SIEGEL A. 1999. Gaswechsellmessungen an corticolen Flechten im Pfälzer Wald. Diplomarbeit, TU Kaiserslautern.

SIVONEN K. & JONES GJ. 1999. Cyanobacterial toxins. In CHORUS I. & BERTRAM J. (eds) 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to Public Health. Significance, monitoring and management. London: The World Health Organization, 41-111.

SKULBERG OM. 2000. Microalgae as a source of bioactive molecules – experience from cyanophyte research. *J. Appl. Phycol.* 12 : 341-348.

STILL CJ., FOSTER PN. & SCHNEIDER SH. 1999. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. *Nature* 398 : 608-610.

STORK NE. & BEST V. 1994. European science foundation-results of a survey of European canopy research in the tropics. *Selbyana* 15 : 51-62.

VENEKLAAS EJ., ZAGT RJ., VAN LEERDAM A., VAN EK R., BROEKHOVEN AJ. & VAN GENDEREN M. 1990. Hydrological properties of the epiphyte mass of a montane tropical rain forest, Colombia. *Vegetatio* 89 : 183-192.

WEATHERS KC. 1999. The importance of cloud and fog in the maintenance of ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 14 : 214-215.

WEBER M. 1999. Phänotypische Plastizität epiphytischer Flechten entlang vertikaler Bestandesgradienten. Diplomarbeit, TU Kaiserslautern.

WIRTH R. 1992. Die Flechtengattung *Usnea* im Hochspessart. Verbreitungstypen, Morphologisch-Anatomische und chemische Charakterisierung der Arten. Diplomarbeit. Universität Würzburg.

WIRTH R., KIRSCH H. & BÜDEL B. 2001. Verbreitungsmuster und Dynamik der Wiederausbreitung von Bartflechten der Gattungen *Usnea* und *Bryoria* im Spessart. *Hoppea Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 62 : 411-436.

Suivi de la mortalité routière de la faune le long de la route départementale reliant Bitche à Sarreguemines

Sébastien MORELLE & Jean-Claude GENOT

Syndicat de Coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord

Maison du Parc

67290 LA PETITE PIERRE

Résumé :

Le suivi de la mortalité routière de la nouvelle route reliant Bitche à Sarreguemines a été réalisé entre 2001 et 2005 suivant un relevé hebdomadaire des cadavres d'animaux tués ou blessés mortellement par le trafic dans chaque sens de circulation. Chaque relevé fait appel à l'emploi de deux méthodologies différentes et complémentaires : la prospection à pied et la prospection en voiture. Chaque contact avec un animal est répertorié et cartographié sur les orthophotos du secteur au 1/10 000. Toutes les informations sont intégrées dans une base de données spécifique au Système d'Information Géographique du Sycoparc. Il est évident que toute étude relative à la mortalité routière ne donne en aucun cas des résultats exhaustifs. Les chiffres obtenus correspondent à des minimums effectivement observés.

Le recensement fait état de 2 049 animaux tués sur 5 ans, ce qui fait de la route départementale reliant Bitche à Sarreguemines une voie particulièrement meurtrière. On dénombre 64,4 cadavres/km/an en 2001, 37 en 2002, 20,5 en 2003, 28,8 en 2004 et 18,5 en 2005. Il y a entre deux à trois fois plus de cadavres par km dans les secteurs recensés à pied que ceux inventoriés en voiture. Les amphibiens ont subi une très forte mortalité les deux premières années puis ont été retrouvés en plus faible nombre les autres années. Les mammifères et les oiseaux sont aujourd'hui les deux classes les plus représentées avec respectivement 664 mammifères et 510 oiseaux tués. Une période d'augmentation de la mortalité ressort de mars à octobre avec un pic principal en août, septembre et octobre. Ce pic correspond à la dispersion des juvéniles inexpérimentés et à l'augmentation du trafic (surtout nocturne) à cette saison. Une forte mortalité liée à la migration pré-nuptiale des amphibiens a été observée en mars.

La mortalité routière de la faune n'est pas homogène sur l'ensemble du tracé, ce qui semble lié à la richesse en faune du paysage traversé et à l'absence de clôture le long de la route.

Zusammenfassung :

Von 2001 bis 2005 wurde entlang der Verbindungsstraße zwischen Bitche und Sarreguemines eine Studie mit wöchentlicher Erfassung der durch den in beiden Richtungen verlaufenden Verkehr getöteten oder verletzten Tiere durchgeführt. Bei jeder Erfassung wurden zwei unterschiedliche, sich ergänzende Methoden angewandt: eine Erkundung zu Fuß und eine per Auto. Jede Begegnung mit einem Tier wird auf einem Orthophoto des Sektors im Maßstab 1/10 000 eingetragen. Alle Informationen werden in einer dem Sycoparc eigenen, geographischen Datenbank gespeichert. Selbstverständlich kann keine Studie erschöpfende Daten über die Opfer des Straßenverkehrs erbringen. Die erfassten Zahlen entsprechen den tatsächlich beobachteten Minima.

Die Studie zeigt, dass in 5 Jahren 2049 Tiere getötet wurden, und sich damit die departementale Verbindungsstraße von Bitche nach Sarreguemines als besonders mörderisch erweist. Es wurden 64,4 Tierleichen/km im Jahr 2001, 37 im Jahr 2002, 20,5 im Jahr 2003, 28,8 im Jahr 2004 und 18,5 im Jahr 2005 verzeichnet. Es gibt in den zu Fuß kontrollierten Abschnitten zwei bis drei mehr Tierleichen pro km als in den mittels Auto inventarisierten. Eine besonders hohe Sterberate hatten die Amphibien in den ersten beiden Jahren. Die Verkehrstopfer dieser Kategorie waren aber in den folgenden Jahren weniger zahlreich. Säugetiere und Vögel sind jetzt die am stärksten vertretenen Klassen mit jeweils 664 getöteten Säugetieren und 510 Vögeln. Es ergibt sich eine Zunahme tödlicher Unfälle in der Zeit von März bis Oktober mit einer Spitze in den Monaten August, September und Oktober. Diese entspricht der Dispersion der unerfahrenen Jungtiere und der (vor allem nächtlichen) Verkehrszunahme in dieser Zeit. Eine hohe Tötungsrate von Amphibien wurde im März in Zusammenhang mit der Frühjahrswanderung zu den Laichplätzen beobachtet.

Die Tötungsrate der Tiere auf dem gesamten Streckenabschnitt ist nicht homogen und steht in Zusammenhang mit dem Reichtum der Fauna in der durchqueren Landschaft und dem Fehlen von Zäunen entlang der Straße.

Summary :

Road mortality was monitored on the new road between Bitche and Sarreguemines from 2001 to 2005, using a weekly report of animals that were killed or fatally injured by traffic in each direction. Each report involves the use of two different and complementary methodologies: prospection by foot and prospection by car. Each contact with an animal is recorded and mapped on the 1/10 000 orthophotographs of the area. All information is integrated into a database specific to the Geographic Information System of the Sycoparc. It is obvious that any study relating to road mortality does not in any way provide exhaustive results. The figures obtained correspond to minima that were actually observed.

The census reports 2049 animals killed in 5 years; this makes the departmental road

between Bitche and Sarreguemines a particularly lethal road. There were 64.4 cadavers/km/year in 2001, 37 in 2002, 20.5 in 2003, 28.8 in 2004 and 18.5 in 2005. There are two to three times more cadavers per km in the areas scouted by foot than in those scouted by car. Amphibians suffered very high mortality during the first two years, and then were found in smaller numbers in the other years. Mammals and birds are now the classes that are most represented with 664 mammals and 510 birds killed. A period of increase in mortality is noted from March to October with a major peak in August, September and October. This peak corresponds to the dispersal of the inexperienced young animals and the increase in traffic (especially at night) at during that season. A strong mortality associated with the prenuptial migration of amphibians was observed in March. Wildlife mortality due to traffic is not homogeneous over the whole route, and this seems to be linked to wealth in fauna of the landscape in question and the lack of fences along the road.

Mots clés : mortalité routière, faune, inventaire, Moselle, Parc naturel régional des Vosges du Nord.

Contexte de l'étude

La route départementale 620, nouvelle infrastructure routière reliant Sarreguemines à Bitche, se situe, en grande partie, sur le territoire du Parc naturel régional des Vosges du Nord. Elle concerne les communes de : Obergailbach, Rimling, Epping, Volmunster, Nousseviller-lès-Bitche, Hottviller et Schorbach. Ouverte à la circulation en fin d'année 2000, ce nouvel aménagement d'une longueur de 16 km, en limite du plateau lorrain, s'inscrit dans un paysage globalement ouvert entrecoupé de petites vallées boisées.

L'étude de la mortalité de la faune vertébrée a été financée par le Conseil général de la Moselle, maître d'ouvrage de la construction de cette route, dans le cadre d'une convention avec le Syndicat de Coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord (Sycoparc) incluant également un suivi de la recolonisation végétale des talus routiers et de la population de Chevêche d'Athéna, et d'une analyse de l'impact socio-économique de cette route. Cet article présente uniquement les résultats du suivi de la mortalité routière de la faune vertébrée.

1. Matériel et méthode

La mesure de la mortalité routière a été effectuée suivant un relevé hebdomadaire des cadavres d'animaux tués ou blessés mortellement par le trafic dans chaque sens de circulation de la RD 620. Les prospections sont réalisées au lever du jour afin de limiter l'impact des animaux charognards diurnes (Buse variable, Corneille noire, Corbeau

freux, Milan royal...) qui peuvent rapidement consommer ou déplacer les cadavres des petits animaux. Chaque relevé fait appel à l'emploi de deux méthodologies différentes et complémentaires : la prospection à pied et la prospection en voiture. Chaque contact avec un animal est répertorié et cartographié sur les orthophotos du secteur au 1/10 000. Toutes les informations sont intégrées dans une base de données spécifique au Système d'Information Géographique du Sycoparc.

La prospection à pied est sans conteste la méthode la plus fine. Elle permet de retrouver les petits vertébrés (petits passereaux, micromammifères, chauves-souris...). Elle rend possible la prospection de la chaussée, des bas-côtés, des fossés et également des bords de talus. Ses limites sont d'une part le temps très important nécessaire pour effectuer ce suivi et, d'autre part, la faible distance qu'il est possible de parcourir.

La liaison verte s'étendant sur 16 kilomètres, il a été possible de la fractionner en 4 sections homogènes de 4 kilomètres chacune. Une prospection à pied a été effectuée chaque semaine sur un tronçon différent de 4 kilomètres. Ainsi, toute la longueur de la voie est prospectée finement en un mois.

La prospection en voiture permet d'avoir une vision globale de la mortalité des grands vertébrés sur l'ensemble de l'axe routier. Parmi les limites de cette méthode, l'importance du trafic et la grande vitesse de déplacement des automobiles qui ne permettent pas au véhicule utilisé pour l'étude de circuler sur la voie. En 2002, les bas-côtés ont été stabilisés et ont été rendus accessibles tout au long de la route. A partir de cette période, la prospection s'effectue à une vitesse allant de 30 à 50 km/h sur les abords de la route ce qui nécessite tout de même un équipement complet du véhicule (gyrophare, bandes réfléchissantes, fonctionnement des warning) afin d'être visible en cas de faible luminosité ou de brouillard. Le développement de la flore au niveau des abords empêche une bonne visibilité à certaines périodes (mai à septembre). Il est donc quelquefois très difficile de retrouver des petits animaux, voire même des grands, qui sont fortement en retrait par rapport à la voie. Pour finir, cette méthode ne permet pas la prospection des fossés et souvent celle des bords de talus des secteurs où la route est en remblais.

La prospection en voiture a été effectuée lors de chaque passage sur les trois sections n'ayant pas bénéficiées de la prospection à pied. Soit sur 12 kilomètres lors de chaque session de terrain.

2. Les limites de la méthode employée

Les comptages de cette étude ne prennent en compte que les vertébrés : les amphibiens, les reptiles, les oiseaux et les mammifères. La mortalité des autres groupes systématiques : arthropodes, mollusques ou encore annélides n'a pas été évaluée. Les protocoles pour mettre en évidence l'impact d'une route sur ces animaux sont sensiblement différents et impossibles à mettre en place sur un si grand tronçon. Notons qu'une étude sur la mortalité routière des

insectes a été effectuée dans les Vosges du Nord (CHAMBON & FOUILLET, 1993).

D'autre part ne peuvent être comptabilisés :

- Les animaux blessés qui réussissent à se déplacer de quelques dizaines de mètres, voire plus, et qui meurent dans un fossé, une haie ou un bois éloignés de l'emprise immédiate de la route ;
 - Les animaux éjectés loin des abords de la voie par la violence du choc (surtout les passereaux et les chauves-souris) ;
 - Les cadavres restés accrochés aux différents véhicules (des chauves-souris coincées au niveau de la calandre des camions ou dans les essuie-glace) ;
 - Les cadavres emmenés ou consommés par les charognards ;
 - Les jeunes animaux indirectement tués suite à la mort d'une femelle allaitante ;
 - Le gibier ramassé par les automobilistes qui est un phénomène non négligeable.
- Dans les Vosges du Nord, il s'agit probablement de la première cause de sous-estimation de la mortalité des grands mammifères (cerfs, chevreuils, sangliers, voire même lièvres).

Il est évident que toute étude relative à la mortalité routière ne donne en aucun cas des résultats exhaustifs. Les chiffres obtenus correspondent à des minimums effectivement observés. Certaines études autrichiennes et suisses montrent, par exemple, qu'il convient de multiplier par un coefficient 2 à 5 les observations de cadavres de grands mammifères pour approcher la mortalité réelle d'un axe routier (Jean CARSIGNOL, comm. pers.)

3. Résultats

3.1. Résultats globaux de 2001 à 2005

Année	Nombre de passages	Nombre d'animaux	Nombre d'espèces	Moyenne par passage
2001	38	753	49	19,8
2002	42	479	43	11,4
2003	36	227	50	6,3
2004	40	355	59	8,8
2005	40	235	46	5,8

Tableau 1 : Résultats globaux de la mortalité entre 2001 et 2005.

Les résultats obtenus en 2005 sont plus bas que ceux des années précédentes et très nettement inférieurs à la première année de suivi (tableau 1).

Sur les 40 passages effectués, plusieurs se sont révélés infructueux (principalement en

hiver). De plus la fréquence des passages a été hebdomadaire pendant les mois de juin, juillet et août, pour suivre les périodes d'émancipation des jeunes.

Afin de tenir compte du nombre de passages réellement effectués, il est possible de calculer un indice de mortalité défini de la manière suivante :

$$I_m = \frac{52 \times c}{s \times d}$$

Avec **I_m** : indice de mortalité en nombre de cadavre par unité de distance (km) et de temps (année).

c : nombre de cadavres relevés pendant la période **s** en semaine sur la section considérée de longueur **d** (en km).

Cet indice a ses valeurs extrêmes en 2001 avec 64,4 cadavres/km/an et en 2005 avec 18,5 cadavres/km/an, tandis que les autres valeurs enregistrées sont 37 en 2002, 20,5 en 2003 et 28,8 en 2004.

La diminution des collisions en 2005 par rapport aux deux premières années de suivi s'explique essentiellement par une nette diminution de la mortalité des amphibiens (461 cadavres en 2001 et 14 en 2005). Celle-ci peut elle-même être liée à une décroissance de la population, comme c'est le cas sur d'autres sites suivis dans le Parc naturel régional (SCHLEMAIRE, 2005).

L'habitude prise par certains riverains et les services de voirie, de s'arrêter pour éliminer les cadavres trop voyants (hors phénomènes d'enlèvement à des fins de consommation) est aussi à prendre en considération, des animaux ont pu échapper au protocole d'étude.

Il est possible d'imaginer que certains animaux se soient « habitués » à la dangerosité de la voie étant plus vigilant à l'approche de la route.

Enfin, l'accentuation de la présence policière sur cet axe, invitant les automobilistes à réduire leur vitesse est aussi à prendre en compte.

3.2. Résultats par groupe taxonomique

Année	Batraciens	Reptiles	Oiseaux	Mammifères	Total
2001	461	12	119	161	753
2002	273	1	87	118	479
2003	19	1	88	119	227
2004	83	8	132	132	355
2005	14	3	84	134	235
Total	850	25	510	664	2049

Tableau 2 : Résultats annuels de la mortalité par groupe taxonomique.

Après les amphibiens avec 41,8 % du total des cadavres, ce sont les mammifères qui fournissent le plus grand nombre de victimes sur les 5 années de suivi avec 32,4 % (tableau 2).

		2001	2002	2003	2004	2005
Batraciens	Effectif	461	273	19	83	14
	%	61,2	57	8,3	23,4	6,2
	Moy/sortie	12,1	6,5	0,5	2	0,9
	Moy/km	28,8	17	1,2	5,2	6,2
	Nombre d'espèces	2	3	2	3	2
Reptiles	Effectif	12	1	1	8	3
	%	1,6	0,2	0,4	2,2	1,3
	Moy/sortie	0,3	0,02	0,03	0,2	0,1
	Moy/km	0,7	0,06	0,06	0,5	0,2
	Nombre d'espèces	1	1	1	1	2
Oiseaux	Effectif	119	87	88	132	84
	%	15,8	18,1	38,7	37,2	35,7
	Moy/sortie	3,1	2	2,4	3,3	2,1
	Moy/km	7,4	5,4	5,5	8,2	5,2
	Nombre d'espèces	25	20	26	31	26
Mammifères	Effectif	161	118	119	132	134
	%	21,4	24,6	52,4	37,2	57
	Moy/sortie	4,2	2,8	3,3	3,3	3,3
	Moy/km	10	7,3	7,4	8,2	8,3
	Nombre d'espèces	21	19	14	17	15

Tableau 3 : Caractéristiques de la mortalité annuelle par groupe taxonomique.

3.2.1. Les amphibiens

Les amphibiens sont passés de 61,2 % du total des cadavres en 2001 à 6,2 % en 2005 (tableau 2).

Ce sont généralement les principales victimes de la plupart des routes longeant les milieux humides. Cette mortalité dite « externe » (car elle touche des individus qui ne sont pas forcément installés à proximité de la route concernée) les affecte au cours de leurs migrations.

Cette mortalité en masse des individus induit une baisse importante des populations.

La grande mortalité des amphibiens les deux premières années a certainement eu comme conséquence une chute des effectifs des populations présentes sur le site.

De plus, il est possible que les animaux aient pris l'habitude d'utiliser certains bassins de décantation comme site de reproduction (quelques pontes observées en 2004 et 2005) et ne traversent alors plus la route.

Les espèces observées sont de façon commune le Crapaud commun *Bufo bufo*, la Grenouille rousse *Rana temporaria* et plus rarement le Triton alpestre *Triturus alpestris* et la Salamandre tachetée *Salamandra Salamandra*.

La mortalité des amphibiens est très concentrée sur quelques portions de voie, à proximité des bassins de rétention d'eau.

3.2.2. Les reptiles

Les reptiles représentent une faible part (1,2%) de l'ensemble des espèces identifiées au cours du suivi (tableau 2). Deux espèces ont été recensées : la Couleuvre à collier *Natrix natrix* et l'Orvet *Anguis fragilis*.

Ces animaux sont probablement attirés sur la voie par la présence de petits rongeurs et d'insectes sur les bas côtés.

3.2.3. Les oiseaux

Les oiseaux constituent le groupe ayant le plus grand nombre d'espèces (31 en 2004) victimes de collision (tableau 3). Parmi les espèces les plus fréquentes au cours du suivi : la Buse variable *Buteo buteo* (47 cadavres), le Bruant jaune *Emberiza citrinella* (44 cadavres), l'Alouette des champs *Alauda arvensis* (25 cadavres), l'Effraie des clochers *Tyto alba* (23 cadavres), le Hibou moyen-duc *Asio otus* (22 cadavres), le Merle noir *Turdus merula* (21 cadavres), le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* (19 cadavres), le Pigeon domestique (19 cadavres), la Bergeronnette grise *Motacilla alba* (15 cadavres) et le Rouge gorge *Erithacus rubecula* (12 cadavres).

Il est important de signaler le grand nombre d'oiseaux non identifiables (17,7 % en 2005) car leur faible taille ne permet pas toujours de les identifier après le passage des véhicules.

Les rapaces constituent le groupe d'oiseaux le plus sensible à la mortalité routière puisque sur les 10 espèces les plus représentées en nombre de cadavres, 4 sont des rapaces totalisant 111 animaux morts. En 2001, les rapaces représentent 28,5 % des oiseaux morts avec 34 individus. Les rapaces sont particulièrement sensibles aux collisions parce qu'ils viennent chasser sur le bord des routes les micromammifères colonisant les bas côtés et se nourrir des cadavres frais de petits animaux sur la route. La faible hauteur de vol durant la chasse multiplie les risques de collision. Enfin leur taille rend les rapaces victimes d'une collision plus identifiables que les passereaux.

Le suivi a été l'occasion d'identifier des espèces plus rares, de passage dans notre région comme le Traquet motteux *Oenanthe oenanthe* et le Hibou des marais *Asio flammeus*.

Trois cadavres de Chevêche ont été retrouvés sur la route. Il s'agit du jeune bagué EA 527496 le 20 juin 2003 à Epping (à l'ouest du village) et retrouvé écrasé le 14 août 2003 sur la section 3 de la liaison verte, d'un individu non bagué retrouvé écrasé le 8 août 2003 sur la section 2 et du jeune bagué EA 527596 le 26 juin 2004 à Rimling (cimetière) et retrouvé écrasé le 3 septembre 2004 sur la liaison verte à hauteur de Rimling section 3, non loin du site de naissance. Si l'on considère la population nicheuse au moment de l'étude de 9 couples et la productivité moyenne de 1,8 jeune à l'envol par couple nicheur calculée sur 20 ans de suivi dans le Parc naturel régional (GENOT, 2005), le nombre de jeunes produit en 2003 et 2004 est de 32 jeunes. Les 3 oiseaux écrasés sur la route départementale 620 représentent 9 % des effectifs. Ce taux de mortalité routière est à rapporter au taux de mortalité de 85 % estimé chez les juvéniles dans les Vosges du Nord (LETTY *et al.*, 2001).

Enfin, la mortalité révèle également la diversité en oiseau du secteur traversé puisque de 20 à 31 espèces d'oiseaux ont été concernées par ce recensement (tableau 3).

3.2.4. Les mammifères

Les mammifères représentent le groupe de vertébrés le plus affecté par la circulation routière avec 52,4 % du total des cadavres retrouvés en 2003 et 57 % en 2005 (tableau 3).

Parmi les espèces les plus fréquentes au cours du suivi : les micromammifères indéterminés (168 cadavres), le Hérisson *Erinaceus europaeus* (176 cadavres), le Lièvre *Lepus europaeus* (48 cadavres), le Renard *Vulpes vulpes* (42 cadavres), le Chevreuil *Capreolus capreolus* (32 cadavres), la Fouine *Martes foina* (21 cadavres) et le chat domestique (20 cadavres). A noter également la présence de 6 Chats forestiers *Felis silvestris*, espèce plus rare et sensible à la mortalité routière.

Chaque année, le Hérisson d'Europe est l'espèce la plus touchée. En 2003, il représente 31,9 % des effectifs de mammifères observés (38 individus soit 16,7 % du total).

Les micromammifères sont composés des genres suivants : *Apodemus sp.*, *Microtus sp.*, *Sorex sp.*, *Crocidura sp.*. Ils constituent une grande partie des cadavres de mammifères : 37,1 % des mammifères en 2004. En général les individus retrouvés sont particulièrement abîmés et donc d'une extrême difficulté à déterminer.

Il est probable que le nombre des micromammifères retrouvés ne représente qu'une toute petite part de la mortalité réelle, la majeure partie des effectifs devant être prélevée par les charognards ou se décomposant très rapidement entre deux passages.

De toute la guilda des mustélidés présents dans ce secteur, la Fouine *Martes foina* (21 cadavres) compte le plus grand nombre de victimes de la route, ce qui doit refléter

l'état des effectifs par rapport à la Martre *Martes martes* (2 cadavres), le Putois *Mustela putorius* (4 cadavres), l'Hermine *Mustela erminea* (2 cadavres), la Belette *Mustela nivalis* (4 cadavres) et le Blaireau *Meles meles* (15 cadavres).

En ce qui concerne le Chevreuil (32 cadavres sur 5 ans), les pertes constatées doivent être majorées par un coefficient multiplicateur de 5 selon CARSIGNOL & SPAKE (1991). Ainsi la mortalité le long de la route départementale 620 entre 2001 et 2005 serait de 160 individus. En effet, de nombreux gros mammifères heurtés ne sont jamais retrouvés (taches de sang importantes constatées, poils...). Il est probable qu'une partie des individus soit ramassée directement sur le site par les riverains dans un souci de sécurité ou directement par les automobilistes responsables de l'impact dans un but de consommation.

Parmi les espèces rares dans ce type de relevé : des chiroptères comme la Pipistrelle commune *Pipistrellus pipistrellus*, la Noctule commune *Nyctalus noctula* et l'Oreillard *Plecotus sp.*

3.2.5. Les autres espèces animales

Même si aucun comptage exhaustif des invertébrés n'a été effectué dans le cadre de cette étude, il est néanmoins important de relever que le groupe taxonomique le plus touché de tous est vraisemblablement celui des insectes dont le nombre de cadavres peut atteindre 362 par km en milieu semi-ouvert (CHAMBON & FOUILLET, 1993). Certaines espèces d'insectes ont été notées en grand nombre telles que les lépidoptères *Colias crocea* et *Gonepteryx rhamni*, l'orthoptère *Tettigonia viridissima* et les coléoptères *Carabus violaceus*, *Geotrupes stercorosus* et *Staphylinus olens*.

De même, lors de nuits pluvieuses, des milliers de mollusques et notamment des limaces, du genre *Arion* ainsi que de nombreux annélides et notamment le Ver de terre *Lombricus terrestris* se font écraser. De nombreux gastéropodes utilisent également les pentes herbeuses des talus comme zone de gagnage, mais aussi comme site de ponte, ce qui entraîne une surmortalité lors de l'apparition des jeunes.

3.3. Résultats selon la méthode, la saison et la section

3.3.1. Variation liée à la méthodologie

Il y a entre deux à trois plus de cadavres par km dans les secteurs recensés à pied que ceux inventoriés en voiture (1,22 cadavre/ km à pied contre 0,54 cadavre/ km en voiture en 2002, 0,60 cadavre/km à pied contre 0,32 cadavre/km en voiture en 2003, 0,87 cadavre/km à pied contre 0,44 cadavre/ km en voiture en 2004, 0,62 cadavre/ km à pied contre 0,27 cadavre/km en voiture en 2005). La méthode d'investigation en voiture est moins fiable, surtout en ce qui concerne les petites espèces. Par contre la prospection à pied se révèle particulièrement efficace car, plus lente, elle permet de

mieux observer les bas côtés, les talus et les fossés peu visibles en voiture et aussi de recenser bon nombre de petits vertébrés qui pourraient passer inaperçus.

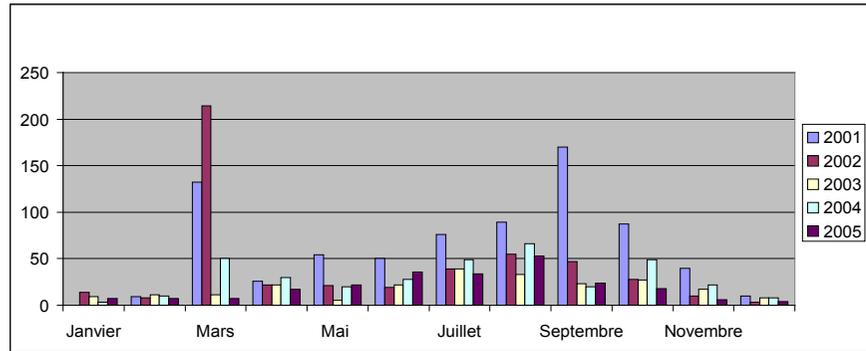


Figure 1 : Importance de la mortalité routière en fonction des saisons.

3.3.2. Variations saisonnières

La figure 1 indique une période de faible mortalité entre novembre et février, due essentiellement à une activité réduite des animaux en hiver, l'absence de nombreux migrateurs sur la région pendant ces mois et la fréquentation ainsi que la vitesse réduite des usagers de la route à cette période.

Une période d'augmentation de la mortalité ressort de mars à octobre avec un pic principal en août, septembre et octobre. Ce pic correspond à la dispersion des juvéniles inexpérimentés et à l'augmentation du trafic (surtout nocturne) à cette saison.

Une forte mortalité liée à la migration prénuptiale des amphibiens a été observée en mars.

3.3.3. Variations liées aux sections

	2001	2002	2003	2004	2005
Section 1	2,13	2,5	2,5	2,47	1,28
Section 2	2,34	3,66	1,19	1,9	1,38
Section 3	2,05	1,36	1,5	1,87	1,55
Section 4	3,89	3,86	1,11	2,62	1,5

Tableau 4 : Moyenne de cadavre par sortie et par section entre 2001 et 2005.

La section 4 est la plus « accidentogène » durant 3 années sur les 5 de l'étude (tableau 4). La mortalité routière de la faune n'est pas homogène sur l'ensemble du tracé, ce qui semble lié à la richesse en faune du paysage traversé et à l'absence de clôture le long de la route. Le complexe de bois et prairies du Baechelbach-Nassenwald, l'échangeur d'Epping, les bois du Missel et de Bliesbruck constituent les principaux points « noirs ».

4. Discussion

La comparaison des résultats de l'étude menée dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord avec ceux obtenus dans d'autres travaux effectués dans l'Est de la France et en Bretagne (WAECHTER *et al.*, 1984 ; BERSUDER & CASPAR, 1986 ; CAR-SIGNOL, 1988) montre que les indices de mortalité obtenus sur le RD 620 sont supérieurs aux résultats obtenus pour des autoroutes situées en Haute-Marne et dans la plaine alluviale de la Doller et inférieurs aux résultats obtenus dans la traversée de la forêt de la Hardt, dans le bocage breton et sur le contournement de Saverne (tableau 5). Cette situation est en partie due à la richesse en espèces des milieux traversés par la route étudiée. Ainsi l'indice de mortalité est bien supérieur quand la voie traverse une forêt et un paysage de bocage. Mais cette situation s'explique également par le délai entre la date de mise en circulation des voies concernées et la période de l'étude de la mortalité. En effet l'étude sur la RD 620 a commencé moins de 6 mois après sa mise en circulation alors que les études le long de l'A36 et de l'A31 ont commencé respectivement 29 et 32 mois après leur mise en circulation, ce qui peut laisser un temps d'adaptation à la faune.

	Durée en semaine	Nombre de cadavres	Nombre d'espèces	Indice de mortalité
A 31 Haute-Marne	39	64	29	11,3
A 36 Doller	231	622	55	16,4
A36 Hardt	59	589	48	56,4
RN 137 Bretagne	104	341	38	85,2
Contournement Saverne	104	1457	65	137,4
RD 620 Moselle	196	2049	59	33,8

Tableau 5 : Comparaison des résultats de mortalité dans les Vosges du Nord avec d'autres sites.

Les résultats sur les variations saisonnières le long du RD620 confirment ceux des autres études avec un pic en fin d'été, lié à la dispersion des juvéniles. Pour ce qui concerne les amphibiens, c'est lors de la migration pré hivernale qu'une majorité de cadavres a été retrouvée contrairement à l'étude en Haute-Marne (CAR-SIGNOL, 1988) et à une étude dans le bocage breton (SAINT GIRONS, 1984).

Les différentes études menées montrent qu'il est impossible de rendre nulle la mortalité de la faune. Aucune infrastructure routière d'envergure ne peut, et ne doit, être complètement hermétique. Les petits mammifères, les reptiles et les oiseaux peuvent à tout moment trouver une brèche dans les systèmes de protection et pénétrer sur la route. Cependant, quelques dispositions simples permettent de limiter de manière conséquente les collisions (surtout en ce qui concerne les gros animaux) et de diminuer ainsi l'impact écologique de la route, tout en augmentant la sécurité des usagers.

Cette étude a mis en évidence la nécessité de clôturer entièrement les 16 kilomètres de voie.

Même si ce type d'intervention n'est pas classiquement préconisé sur des voies limitées à 90 km/h, cette fermeture complète reste l'option la plus adéquate dans le cas présent pour les raisons suivantes :

- l'observatoire écologique de la liaison verte au sein du Parc naturel régional des Vosges du Nord a pour vocation d'inciter une gestion expérimentale de la voie afin de limiter les problèmes entre circulation et faune sauvage ;
- la position et la longueur du tracé permettent d'intervenir sans créer de réelle coupure dans les échanges entre populations d'espèces animales sauvages ;
- le passage à faune et les passages mixtes existants seraient rendus plus fonctionnels ;
- les collisions avec de gros animaux sont régulières et préoccupent les utilisateurs, les chasseurs et les élus locaux (notons en parallèle que la vitesse moyenne de circulation sur la D 620 est nettement supérieure à 90 km/h) ;
- l'effet « piège » que l'on peut déjà observer sur la portion 2x2 voies actuellement en grillagée sera probablement limité si les extrémités des clôtures débouchent sur les deux rond-point délimitant la liaison verte.

Pour que cet en grillage soit le plus efficace possible, il convient de :

- vérifier le linéaire existant et de combler les trous (une attention particulière devra être portée aux environs immédiats des passages à faune) ;
- exclure au maximum de l'enclous les surfaces en friches intéressantes pour la faune ;
- créer des plantations à proximité des passages inférieurs afin d'attirer les animaux et les inciter à les emprunter ;
- prolonger et éventuellement sur creuser le fossé de drainage sous le passage à faune spécifique.

Conclusion

La route départementale 620 reliant Bitche à Sarreguemines s'avère être une voie particulièrement meurtrière avec au minimum 2 049 animaux tués et recensés sur 5 ans.

Les amphibiens ont subi une très forte mortalité les deux premières années puis ont été retrouvés en plus faible nombre les autres années. Les mammifères et les oiseaux sont aujourd'hui les deux classes les plus représentées avec respectivement 664 mammifères et 510 oiseaux tués. Les petits vertébrés tels que les passereaux et les micro-mammifères sont particulièrement sensibles à la dangerosité de la route.

Des solutions pour limiter l'impact écologique et réduire l'insécurité de cet axe routier ont été proposées au Conseil général de la Moselle et sont en discussion.

Remerciements

Nos remerciements vont au Conseil général de la Moselle qui a financé cette étude ainsi qu'à Jean Carsignol, ingénieur écologue au CETE de l'Est, qui nous a conseillé pour cette étude et fourni des éléments de bibliographie. Enfin, nous remercions tous ceux qui ont participé aux recensements, à savoir Loïc Duchamp du Syndicat de Coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord, Alexandre Pierrard et Paule Schlemaire de l'association Les Piverts.

Bibliographie

BERSUDER D. & CASPAR J. 1986. Impact de la circulation routière sur la faune locale. *Ciconia* 10 : 91-102.

CARSIGNOL J. 1988. Résultats des observations de la mortalité animale sur l'autoroute A 31 en Haute-Marne. Suivi 1986 (PK 92,2-PK 97,8). Rapport. Centre d'Etudes Techniques de l'Équipement de l'Est. Atelier Central de l'Environnement. 24 p.

CARSIGNOL J. & SPAKE A. 1991. Dans l'environnement rural, le conflit route-faune sauvage. Recherche transports et sécurité n°32.

CHAMBON J.-P. & FOUILLET P. 1993. Etude de la mortalité des insectes due à la circulation automobile dans la réserve de la Biosphère des Vosges du Nord et dans la région de Fontainebleau. *Ann. Sci. Rés. Bios. Vosges du Nord* 2 (1992) : 5-18.

GENOT J.-C. 2005. La Chevêche d'Athéna, *Athene noctua*, dans la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord de 1984 à 2004. *Ciconia* 29 : 1-272.

LETTY J., GENOT J.-C. & SARRAZIN F. 2001. Viabilité de la population de Chevêche d'Athéna *Athene noctua* dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord. *Alauda* 69 : 359-372.

SAINT GIRON M.-C. 1984. Impact du trafic routier sur les vertébrés dans le bocage breton. *Bull. Ecol.* 15 : 175-183.

SCHLEMAIRE P. 2005. Migration des amphibiens à l'étang du Hammerweyer près d'Eschbourg (Bas-Rhin). Bilan du suivi entre 1994 et 2004. *Ann. Sci. Rés. Bios. Trans. Vosges du Nord-Pfälzerwald* 12(2004-2005) : 163-174.

WAECHTER A., SCHORTANNER M., SCHIRMER R., SCHLAGDENHAUFEN R., LAGAUTERIE P. & CARSIGNOL J. 1984. Observatoire Doller. Rapport. Centre d'Etudes Techniques de l'Équipement de l'Est. SETRA. 181 p.

La conservation des arbres d'intérêt biologique dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord. Un premier bilan

Bastien PASCAL

AgroParisTech

14 rue Girardet, 54 000 NANCY

Résumé :

La conservation des arbres d'intérêt biologique dits arbres bios est mise en œuvre dans les forêts publiques par l'Office National des Forêts. Elle vise à conserver 3 arbres intéressants pour la biodiversité par hectare, qui ne seront pas exploités. Ce nombre est porté à 6 arbres par hectare dans un site Natura 2000 des Vosges du Nord. L'application de ces quotas est variable selon les parcelles. Des inventaires précisent la nature des arbres bios et l'offre des peuplements en arbres bios. Une enquête sociale s'intéresse au contexte humain et à la réalité de terrain.

Zusammenfassung :

Die Fördermaßnahmen für Bäume besonderen ökologischen Interesses, so genannte „Bio-Bäume“, werden in Frankreich vom Staatlichen Forstamt (Office National des Forêts) durchgeführt. Ziel ist es, drei für die Biodiversität wichtige Bäume pro Hektar zu erhalten, die nicht gefällt werden. Auf einem als Natura 2000 ausgewiesenen Gebiet der Nordvogesen wurde diese Zahl auf 6 erhöht. Die Anwendung dieser Quote ist je nach Parzelle variabel. Inventarlisten beschreiben die Natur dieser Bio-Bäume und das Angebot an solchen Bio-Baumbeständen. Eine soziale Erhebung befasst sich mit dem menschlichen Umfeld und den Bodendaten.

Summary :

The conservation of the “biotope trees” is applied in public forests by the French Forest Office. The aim is to preserve from exploitation 3 trees interesting for biodiversity per hectare. In a Natura 2000 site of Northern Vosges, this number is improved to 6 trees per hectare. The respect of these quotas is various and depends on the management units. Some inventories are reviewing the nature of biotope trees and the tree habitats offer in forests stands. A social survey gives the human context and the field reality.

 [Sommaire](#)

[← Article →](#)

Mots clés : conservation, arbres morts, arbres à cavités, forêts publiques, inventaires, Vosges du Nord.

Introduction

L'Office National des Forêts (ONF) met en œuvre la mesure « arbres bios » dans les forêts publiques depuis la fin des années 1990. Cette mesure vise à conserver des arbres intéressants pour la biodiversité (arbres morts sur pied, arbres à cavités, arbres à champignons, à lierre ou à fissures...) dans les parcelles gérées pour la production de bois. Pour cela, les personnels de l'ONF marquent les troncs des arbres à conserver d'un triangle à la peinture ou à la griffe lors des martelages. Les arbres ainsi désignés ne sont pas exploités. Ils augmentent l'hétérogénéité de structure des peuplements et le nombre de micro-habitats et servent de relais entre les îlots de sénescence et les réserves forestières intégrales. Ils sont utilisés par de nombreuses espèces (insectes, champignons, oiseaux, chauves-souris...). Ils alimentent aussi le compartiment bois mort. Les quotas objectifs sont de 3 arbres bios par hectare avec des cas particuliers (6 arbres par hectare localement). Dans les Vosges du Nord, l'application de la mesure était mal connue, qu'il s'agisse du nombre d'arbres bios (AB) désignés ou de la nature de ces arbres. L'enjeu est de savoir si cette mesure de « bonne gestion » sylvicole est efficace et s'il est nécessaire de l'appliquer différemment. Un stage de 5 mois, pour le compte du Syndicat de coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord (SYCOPARC) et en coopération avec l'ONF, a fourni quelques éléments servant de base à cette réflexion.

1. Sites d'étude

Deux sites d'étude appartenant au réseau Natura 2000 ont été retenus sur le territoire du Parc naturel régional des Vosges du Nord. Le premier site, nommé « Vosges du Nord », est un massif forestier d'environ 5 000 ha dans le Bas-Rhin (67). Il possède le double statut de zone de protection spéciale (ZPS) et de zone spéciale de conservation (ZSC), au regard des directives européennes respectivement « oiseaux » et « habitats ». Dans ce site, le quota de la mesure est de 6 AB/ha. Le second site d'étude, dont l'appellation complète est : ZPS « Forêts, étangs et rochers du pays de Bitche », couvre environ 4 500 ha de forêts publiques et 1 000 ha de forêt privée en Moselle (57). Le quota de la mesure est de 3 AB/ha mais pourrait être officiellement doublé. La partie privée n'est pas soumise aux quotas, elle a été exclue de l'étude.

L'ensemble est homogène du point de vue des caractéristiques écologiques, des attentes sociales et des objectifs assignés à la gestion forestière.

2. Données issues des martelages de l'ONF

L'ONF consigne ses activités de martelage dans des fiches. Or la majorité des AB sont désignés lors des martelages. Les données de l'unité territoriale de l'ONF (UT ONF) de La Petite-Pierre (englobant le site d'étude « Vosges du Nord ») et de l'UT ONF de Biche (englobant l'autre site d'étude) ont donc été exploitées.

On trouve en moyenne moins de 1 AB/ha à l'échelle des massifs étudiés. En excluant du calcul les surfaces en jeunesse (peuplements n'offrant pas d'arbres intéressants à désigner comme AB) et les surfaces avec de fortes contraintes de sécurisation (à proximité de routes, pistes ou sentiers balisés), cette moyenne est de l'ordre de 2 AB/ha. Certaines parcelles matures situées dans les sites Natura 2000 offrent plus de 3 AB/ha. Les quotas (6 AB/ha dans Natura 2000 et 3 AB/ha à l'extérieur) ne sont pas atteints.

L'échantillon ayant fourni ces chiffres correspond à une surface de 5 448 ha (2 760 ha pour l'UT ONF de La Petite-Pierre et 2 688 ha pour l'UT ONF de Biche). Il représente la période de martelage 2002-2008 sachant que très peu d'AB ont été désignés auparavant.

Les valeurs du nombre d'AB/ha indiquées sont des fourchettes basses puisque tous les AB ne sont pas systématiquement appelés lors des martelages. La situation réelle des parcelles est donc meilleure. De plus, les fiches n'indiquent pas la nature des AB. D'où le besoin d'inventaires.

3. Inventaire descriptif des arbres bios

Cet inventaire renseigne sur la nature des AB marqués par l'ONF. Ils ont été retrouvés dans certaines parcelles puis décrits selon un protocole relevant des données dendrométriques, biologiques et économiques.

Le diamètre à 1,30 m ainsi que la présence, le nombre et la hauteur de micro-habitats ont été notés pour chaque arbre. L'état sanitaire a été renseigné. Le peuplement proche a été décrit, ainsi que les particularités comme la présence de voies de circulation à proximité. Il a été précisé le type de marque présente sur le tronc et la visibilité du marquage.

284 AB ont été inventoriés (115 sur le site « Bitché » et 169 sur le site « Vosges du Nord »). La surface inventoriée en plein est de 650 ha, complétée par environ 500 ha parcourus rapidement et des points d'observation aléatoires. Seule la surface inventoriée en plein entre dans les calculs. L'échantillon fourni par l'inventaire est considéré comme représentatif de la population totale des AB sur les sites d'étude.

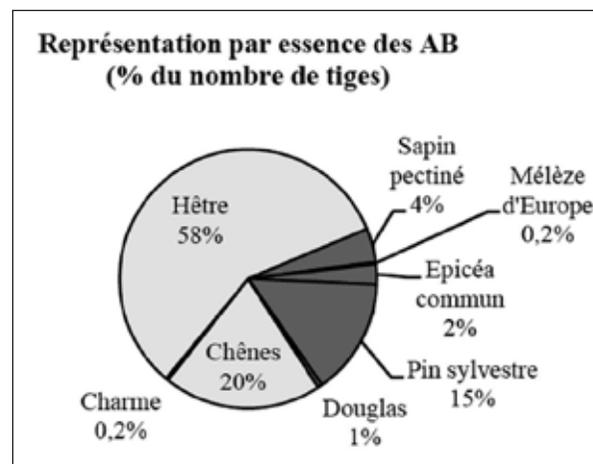


Figure 1 : Composition en essence des arbres bios.

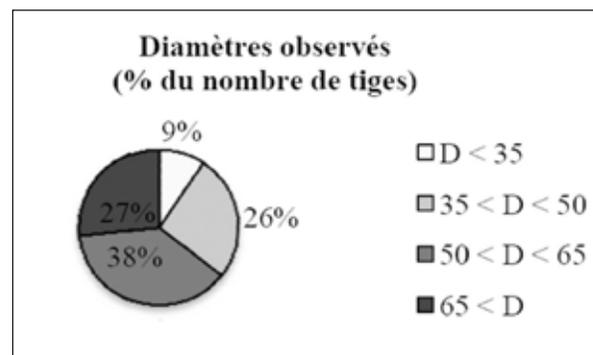


Figure 2 : Répartition en diamètre des arbres bios.

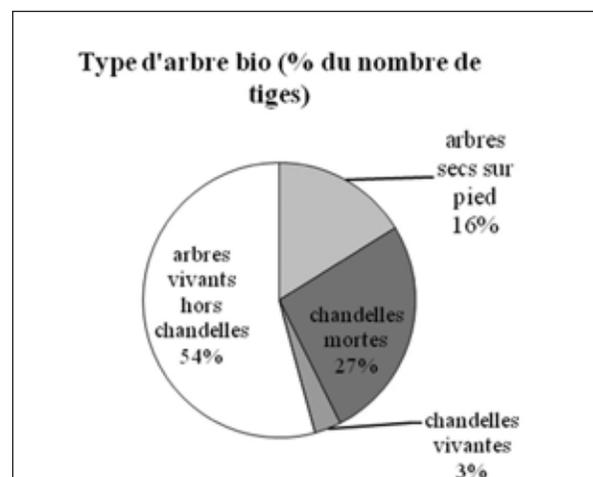


Figure 3 : Nature des arbres bios.

3.1. Résultats généraux

La figure 1 montre que les arbres bios sont désignés en fonction de l'espèce dominante des parcelles inventoriées. Ceci illustre l'expression des marteleurs : « on désigne en AB ce que l'on trouve ». Les feuillus (en clair) offrent plus de structures de micro-habitats que les résineux (en foncé). Ces derniers sont souvent des arbres secs.

Les AB de gros diamètre (supérieur à 60 cm) sont les plus intéressants pour la biodiversité (LAROUSSINIE & GOSSELIN, 2004 ; BUTLER SAUVAIN & LACHAT, 2007). Les scientifiques suisses recommandent des arbres de plus de 60 cm de diamètre comme arbre habitat sur la région du Plateau (LACHAT & BÜTLER SAUVAIN, 2008). On voit que plus d'un tiers des tiges ne correspondent pas à cet objectif (Figure 2). Cependant, il s'agit par exemple de petits chênes secs qui seraient probablement exploités sans la marque (généralement un triangle), d'où l'utilité de les désigner pour conserver du bois mort. La conservation de bois mort est en effet un enjeu important en forêt gérée (VALLAURI et al., 2003).

Les chandelles mortes sont intéressantes pour la biodiversité mais ont une durée de présence plus faible qu'un arbre vivant. D'où l'importance de compléter les populations d'AB à chaque martelage. Parmi les arbres vivants, environ 12 % sont des arbres à cavités, 40 % ont des problèmes sanitaires et 45 % sont des arbres d'intérêt culturel ou paysager (Figure 3).

Il est à noter que le marquage à la peinture est dominant, et ce phénomène s'accroît. La visibilité des marques à long terme sur une écorce vivante fine (hêtre, érable) est moins bonne avec de la peinture qu'avec un coup de griffe.

3.2 Cubage et estimation de la valeur marchande des arbres bios

Un cubage du volume total (grume + houppier) de bois contenu dans les AB a été réalisé. Un tarif de cubage SCHAEFFER rapide numéro 13 a été conseillé par les responsables des UT ONF des zones d'étude.

$V = (N + 8) / 1,4 * (D - 0,1) * (D - 0,05)$	D = diamètre à 1,30 m (en centimètres) N = numéro du tarif V = volume total de l'arbre, houppier compris (en mètres cubes)
--	--

Équation 1 : Tarif SCHAEFFER rapide.

71 % des AB sont de qualité bois de feu ou d'industrie. 25 % possèdent une grume de qualité bois d'œuvre courante (de type C ou D) et 4 % de qualité bois d'œuvre

élevée (de type A ou B). La valeur marchande moyenne actuelle d'un AB est inférieure à 200 Euros. D'après les hypothèses de calcul économique considérant que la concurrence exercée par les AB sur leurs voisins est négligeable (la majorité sont morts, dépérissants ou dominés) et qu'ils ne capitaliseront pas en valeur (à cause d'un risque élevé de dépréciation du bois), le manque à gagner lié à la mesure AB est donc inférieur à 200 Euros par arbre désigné. La méthode de calcul du coût de conservation d'arbres morts sur pied utilisée fait appel à différents paramètres (PEYRON, 2005).

4. Enquête sociale

L'enquête intervient comme complément pour l'interprétation des résultats précédents. Le contexte humain joue en effet un rôle important dans l'application de la mesure AB. La méthode a été élaborée avec l'aide de P. DEUFFIC (CEMAGREF Bordeaux). Une enquête qualitative, individuelle avec entretien semi-dirigé a été retenue. Trois groupes d'acteurs sociaux concernés par la mesure AB ont été rencontrés.

4.1. Groupe des élus de communes propriétaires de parcelles dans les sites Natura 2000 (Saverne, Hattmatt, Dettwiller, Ernolsheim-lès-Saverne, Steinbourg).

La mesure AB n'est connue en détail par aucun des sondés mais le principe est accepté. Pour les élus, les AB rentrent dans le cadre d'une gestion « durable » et « patrimoniale ». Les objectifs de sécurisation des sentiers sont cependant rappelés.

4.2. Groupe des chargés de mission du SYCOPARC travaillant sur la mesure AB (Jean-Claude Génot, Loïc Duchamp, Sébastien Morelle)

La mesure AB est plébiscitée pour ses effets positifs sur l'état de conservation écologique des parcelles gérées. Les consignes d'application souhaitées sont celles des Directives régionales d'aménagement et des Schémas régionaux d'aménagement (DRA – SRA) version 2008 de la région Alsace.

4.3. Groupe des marteleurs de l'ONF (12 agents interrogés)

La mesure AB est devenue une habitude de martelage, cependant le marquage systématique des AB est jugé contraignant. L'utilité du suivi n'est pas reconnue par tous les agents qui estiment que des arbres intéressants pour la biodiversité sont présents dans les parcelles sans être nécessairement marqués. L'éventualité de confier le travail de désignation des AB à des naturalistes externes à l'ONF est rejetée par cinq sondés. Un encadrement de ces activités par convention avec un échelon de la hiérarchie ONF est évoqué dans le cas contraire.

5. Inventaire complémentaire de tous les arbres à micro-habitats

Certaines sous-parcelles homogènes d'un point de vue de la structure et de la composition du peuplement ont été inventoriées en plein pour avoir une idée du nombre d'arbres présentant des micro-habitats (qu'ils soient désignés en AB ou non, il s'agit donc d'AB potentiels). Tous les arbres morts sur pied ou les arbres vivants possédant une ou plusieurs particularités favorables à la biodiversité (grosses branches cassées ou mortes, cavités, champignons...) ont été décrits. Le protocole de description est celui employé pour les AB marqués par l'ONF. Il permet de donner une note écologique à l'arbre ainsi que sa valeur marchande actuelle sur pied, qui par simplification est considérée comme sa note économique. La grille de notation écologique (Figure 4) est celle mise en place sur le marteloscope de Zittersheim dans le cadre de l'étude PRO SILVA France & SYCOPARC (BRUCIAMACCHIE, 2005). La qualité économique des arbres est obtenue par l'emploi des normes officielles de classement des bois.

L'inventaire a été réalisé sur 652 arbres, pour une surface parcourue de 220 hectares.

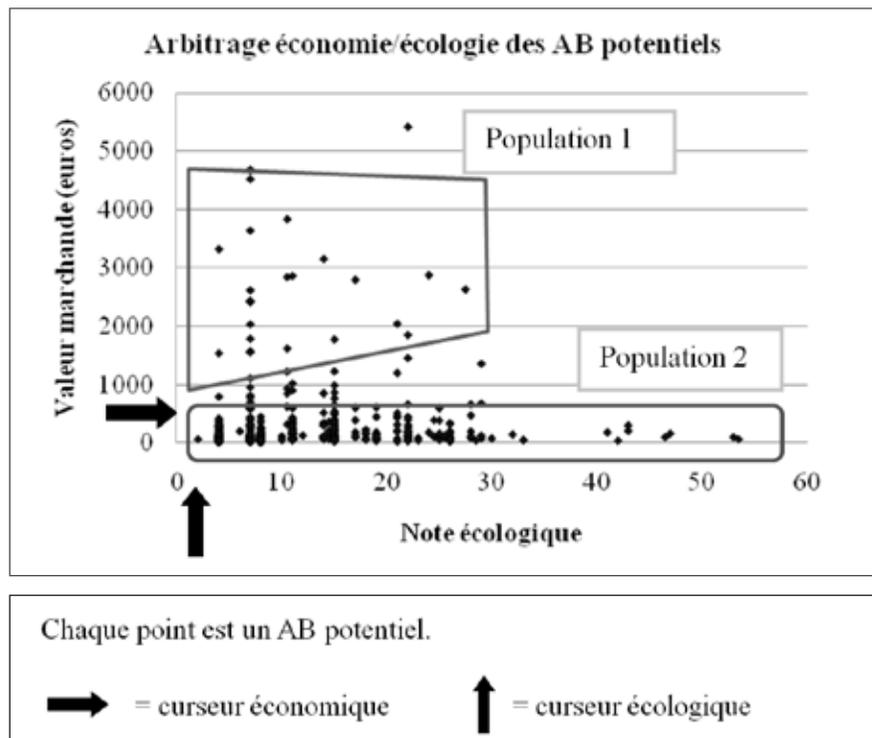


Figure 4 : Arbitrage entre désignation comme arbre bio et récolte.

Même les AB potentiels de note écologique basse ont un intérêt fort pour la biodiversité puisque l'inventaire les a sélectionnés. C'est pourquoi le curseur écologique est placé près de l'origine. Les naturalistes souhaitent conserver tous les arbres à droite du curseur. Le curseur économique se situe aux alentours de 1000 euros/ AB potentiel. Il peut être déplacé selon les besoins.

- La population 1 est constituée d'arbres à forte valeur marchande. Ces arbres seront récoltés sans hésitation (sauf en cas de présence de cavité très intéressante). La forme en trapèze de cette population traduit l'influence de l'échelle de notation écologique.
- La population 2 est située sous un seuil pointé par le curseur économique. Ces arbres seront désignés comme AB sauf s'ils exercent une concurrence forte sur leurs voisins. On remarque que les arbres les plus intéressants pour la biodiversité ont une faible valeur marchande. De plus, la majorité des AB potentiels sont situés dans la population 2.
- Une population très réduite, constituée d'arbres exceptionnels et de très grande dimension (donc de valeur marchande élevée) est située au-dessus de la population 1. Elle sera probablement conservée pour son intérêt biologique et paysager.
- La dernière population se situe entre la 1 et la 2. Ses limites dépendent des autres et notamment du curseur économique. La sensibilité de chaque marteleur s'exprime surtout sur cette population à conflit (choix entre récolte et désignation en AB).

Le nombre d'arbres très intéressants pour la biodiversité (AB potentiels) est corrélé positivement au stade de maturité des parcelles. En milieu d'amélioration, on trouve ainsi de 2 à 4 AB potentiels par hectare. En milieu de régénération, plus de 6 AB potentiels par hectare sont présents dans les parcelles. Il s'agit d'arbres ne présentant pas de danger pour la circulation du public en forêt (arbres éloignés des pistes et sentiers). Environ les 2/3 appartiennent à la population 2 de la figure 4. Ils peuvent être désignés comme AB sans conflit majeur avec l'enjeu économique.

6. Discussion

Les données utilisées pour cette étude peuvent être complétées pour une meilleure validité statistique. L'objectif ici était de fournir une tendance générale. Les relevés naturalistes peuvent par exemple être affinés par des spécialistes de différents groupes d'espèces.

La population d'AB marqués par l'ONF n'est pas représentative de l'offre réelle en micro-habitats des parcelles. Il ne peut donc pas être établi de corrélation entre la présence d'AB et celle d'espèces indicatrices par exemple. Trop peu d'AB sont marqués pour une analyse de leur répartition spatiale (concept de connectivité des habitats, domaine de l'écologie du paysage).

De telles études sont envisageables à l'avenir pour mieux évaluer l'efficacité écologique de la mesure arbres bios. Ceci permettrait également d'ajuster les quotas d'arbres à conserver en fonction du besoin de certaines espèces comme les cavernicoles qui dépendent fortement des cavités creusées par les pics (MULLER, 2004) puisque actuellement les résultats demandés (3 AB/ha ou 6 AB/ha) ont un aspect arbitraire.

Conclusion

Dans les Vosges du Nord, les objectifs en termes d'arbres bios ne sont pas atteints en 2009 pour de nombreuses raisons qu'il est possible de qualifier de *réalité de terrain*. Des contraintes comme les aspects de sécurité et les objectifs de récolte de bois pèsent sur les marqueteurs chargés de désigner les arbres bios et devant appliquer les directives de leur hiérarchie. Cependant, la situation réelle dans les parcelles est meilleure que ce qu'indique le simple suivi des arbres bios. Des arbres intéressants pour la biodiversité y sont présents aujourd'hui. De plus, l'ONF bénéficie de l'appui du SYCOPARC, opérateur des sites Natura 2000 et donc responsable de l'application des mesures décidées dans le document d'objectifs, en particulier la désignation d'arbres bios.

Les préconisations suivantes ont été formulées à l'issue du stage pour une meilleure application de la mesure :

- l'effort de désignation d'AB devrait être fourni au stade de régénération des peuplements pour atteindre les quotas.
- il ne semble pas utile de marquer des arbres n'ayant pas d'intérêt majeur pour la biodiversité.
- le marquage doit être considéré comme pérenne avec exceptions. Seuls les AB vivants accessibles pourraient être marqués, les arbres morts et les tiges situées dans les zones rocheuses ou les ronciers étant simplement appelées lors de martelage.

Par ailleurs, les quotas sont surtout des références. Des indicateurs comme le volume de bois mort représenté par les AB, la surface terrière de gros et très gros bois désignés en AB ou encore le nombre de micro-habitats (cavités par exemple) protégés par la mesure AB, sont plus pertinents que le simple nombre d'AB/ha. Les inventaires futurs des AB pourraient suivre ces trois directions.

La mesure arbres bios n'est pas une mode mais une évolution des mentalités et une réponse concrète au concept vague de « gestion forestière durable ». À l'heure des filières bois énergie, la mesure devient un garde-fou d'une exploitation trop intensive. Le rôle écologique des arbres est un critère de sélection supplémentaire qu'un bon sylviculteur n'oublie pas. Le décideur forestier qui néglige cet aspect oublie qu'il a en charge un écosystème riche et complexe.

Bibliographie

BRUCIAMACCHIE M. 2005. Méthodologie d'évaluation du coût d'un martelage favorable à certains éléments de la biodiversité. *Ann. Sci. Rés. Bios. Trans. Vosges du Nord-Pfälzerwald* 12 (2004-2005) : 13 - 32

BÜTLER R. & LACHAT T. 2007. Gestion des vieux arbres et du bois mort. Îlots de sénescence, arbres habitat et métapopulations saproxyliques. Mandat de l'Office fédéral de l'environnement. OFEV.

LACHAT T. & BÜTLER SAUVAIN R. 2008. Îlots de sénescence et arbres-habitats pour augmenter la biodiversité en forêt. *La Forêt* 6 : 20-21.

LAROUSSINIE O. & GOSSELIN M. 2004. Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique. CEMAGREF, 361 p.

MULLER Y. 2004. L'utilisation des anciennes cavités de pics (Picidae) par les oiseaux pour la nidification. *Ciconia* 28 : 67-78.

PEYRON J. L. 2005. Évaluation économique de la conservation du bois mort. In VALLAURI D., ANDRE J., DODELIN B., EYNARD-MACHET R. et ROMBAUD D. 2005. Bois mort et à cavités; une clé pour des forêts vivantes. Lavoisier, éditions Tec & Doc. pp. 211-220.

VALLAURI D., ANDRE J., BLONDEL J. 2003. Le bois mort, une lacune des forêts gérées. *Rev. For. Fr.* LV – 2 : 99-112.

La réactualisation des ZNIEFF dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord

Christelle SCHEID

Syndicat de Coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord
Maison du parc
67290 LA PETITE-PIERRE

Résumé :

Le programme « ZNIEFF », Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique, a pour objectif d'inventorier les richesses faunistiques et floristiques réparties sur le territoire national. La modernisation des ZNIEFF sur le territoire du Parc a été réalisée sur deux années, de mai 2009 à juin 2011. Un travail de prospection sur le terrain ainsi qu'une synthèse de toutes les données disponibles auprès des diverses associations et naturalistes locaux ont servi à proposer un nouveau zonage des ZNIEFF. Le résultat de la modernisation aboutit à une proportion de 35% du territoire classé en ZNIEFF pour la partie lorraine et 23% pour la partie alsacienne du Parc. Les périmètres de ces ZNIEFF, réservoirs de biodiversité, sont pris en compte dans les plans d'aménagement du territoire, de même que pour différents programmes de protection de la nature.

Zusammenfassung :

Ziel des « ZNIEFF »-Programms (Naturgebiete besonderen ökologischen, botanischen und zoologischen Interesses- Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique) ist es, die reiche Tier- und Pflanzenwelt des Landes zu inventarisieren. Die Modernisierung der ZNIEFF im Park dauerte zwei Jahre, von Mai 2009 bis Juni 2011. Auf Grund der Erkundungsarbeit im Gelände sowie der Synthese aller, von verschiedenen örtlichen Vereinigungen und Naturkundlern erhaltenen Angaben wurden die ZNIEFF neu eingeteilt. Das Ergebnis der Modernisierung führte dazu, dass 35% des Gebietes im lothringischen und 23% des elsässischen Teils des Parks in ZNIEFF eingestuft wurden. Die Umrisse dieser ZNIEFF, Biodiversitätsspeicher, werden bei den Raumordnungsplänen sowie bei verschiedenen Naturschutzprogrammen berücksichtigt.

Summary :

The "ZNIEFF" (Natural areas of ecological, fauna and flora interests) programmes aim to identify the wealth in terms of fauna and flora on the national territory. The modernisation of the ZNIEFF throughout the Park was implemented over two years, from May 2009 to June 2011. On-site prospection work and a summary of all data available from various associations and local naturalists were used to suggest new zoning for the ZNIEFF. The result of the modernisation has led to the ZNIEFF designation of 35% of the area in the Lorraine part of the Park and 23% in the Alsace part. The perimeters of these ZNIEFF, biodiversity reservoirs, are taken into account for the land use plans as well as for various programmes for nature protection.

Mots clés : faune, flore, espèce rare, inventaire, habitats d'espèces, patrimoine naturel.

Introduction

L'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF), lancé en 1982 par le ministère chargé de l'environnement (SFF 1982, 1985), a pour objectif de mieux connaître le patrimoine naturel, grâce à un inventaire cartographié des richesses écologique, faunistique et floristique. L'inventaire ZNIEFF constitue une base scientifique majeure de la politique de protection de la nature et est consulté lors de projets d'aménagement du territoire, ainsi que dans certains projets de création d'espaces protégés.

Une modernisation nationale des ZNIEFF a débuté en 1995, sur la base d'une méthode proposée par le Muséum National d'Histoire Naturelle et l'Institut Français de l'Environnement, afin de réactualiser les inventaires et d'homogénéiser les méthodes et critères utilisés pour l'identification des ZNIEFF. C'est dans le cadre de cette modernisation des ZNIEFF que les DREAL Alsace et Lorraine ont confié au SYCOPARC, la tâche de réactualiser les inventaires et de proposer un nouveau zonage pour le territoire du Parc. Le résultat de la réactualisation des inventaires ZNIEFF et le nouveau zonage seront utilisés pour l'élaboration de la trame verte et bleue, la stratégie de création des aires protégées, ainsi que dans l'évaluation au niveau régional du réseau Natura2000.

1. Méthodologie

Echéancier pour la modernisation des ZNIEFF par le SYCOPARC :

Le travail de modernisation des ZNIEFF sur le territoire du Parc s'est fait en deux étapes :

- De mai 2009 à juin 2010 pour la partie lorraine du Parc
- D'avril 2010 à juin 2011 pour la partie alsacienne du Parc

Pour chaque région, une première phase d'une durée de six mois a consisté à récolter des données sur le terrain afin de réactualiser les données faune et flore. Dans une deuxième phase, toutes les données récoltées ainsi que les bases de données provenant de différentes sources (associations, conservatoires, naturalistes...) ont été rassemblées et intégrées sous Système d'Information Géographique afin de procéder à leur analyse et de proposer de nouvelles délimitations pour les ZNIEFF.

Définitions (extrait du guide Méthodologique, ELISSALDE-VIDEMENT *et al.*, 2004):

Une ZNIEFF de type I est un territoire correspondant à une ou plusieurs unités écologiques homogènes. Une unité écologique homogène correspond à un espace possédant une combinaison donnée de conditions physiques et une structure cohérente, abritant des groupes d'espèces végétales et animales caractéristiques de l'unité considérée.

La ZNIEFF abrite **obligatoirement** au moins une **espèce ou un habitat remarquable ou rare**, justifiant d'une valeur patrimoniale plus élevée que celle des milieux environnants.

Une ZNIEFF de type II contient des milieux naturels formant un ou plusieurs ensembles possédant une **cohésion élevée** et entretenant de fortes relations entre eux.

Chaque ensemble constitutif de la zone est une **combinaison d'unités écologiques, présentant des caractéristiques homogènes** dans leur structure ou leur fonctionnement.

Elle se distingue de la moyenne du territoire régional environnant par son **contenu patrimonial plus riche** et son degré **d'artificialisation plus faible**.

Méthodologie ZNIEFF :

Motif de définition d'une ZNIEFF :

La délimitation des contours des ZNIEFF s'appuie sur un **cadre national** défini dans le Guide méthodologique sur la Modernisation de l'inventaire des ZNIEFF établi par le Muséum et qui pose comme principe que :

- L'intérêt patrimonial détermine la définition de la ZNIEFF qui doit reposer sur une **liste d'espèces et d'habitat déterminants**. L'intérêt fonctionnel participe à la définition d'une ZNIEFF, mais n'est pas un critère suffisant à lui seul.
- La délimitation de la ZNIEFF doit faire l'objet d'une argumentation sur la base de critères écologiques prédéfinis, tels que la limite de répartition d'une espèce, d'un habitat, la topographie...

Les listes d'espèces et d'habitats déterminants sont établies au niveau régional. Les Régions Alsace et Lorraine ont ajouté un système de cotation allant de 5 à 100, et défini à

partir de plusieurs critères comprenant la rareté, le degré de menace (FIERS *et al.*, 1997), le statut de protection (MAURIN *et al.*, 1994 ; OLIVIER *et al.*, 1995) de l'espèce ou de l'habitat en question. Un site donné pourra être classé en ZNIEFF lorsque la somme des cotations des espèces et habitats déterminants présents atteint ou dépasse 100 points.

La description de chaque ZNIEFF inclut l'identification des milieux naturels selon la typologie européenne Corine biotope (DEVILLERS *et al.*, 1991), la liste des espèces et habitats déterminants ainsi que de nombreuses autres informations concernant les statuts de propriété, les facteurs d'évolution et menaces pesant sur le site.

Au niveau du Parc, la cartographie a été réalisée sous ArcMap, les contours des ZNIEFF ayant été tracés sur la base d'ortho-photos et de cartes IGN, à une échelle au 1 : 2 000 pour les zones de petite surface et au 1 : 10 000 pour les zones de grande surface.

Différences Alsace/Lorraine :

Bien que la méthodologie de définition et de délimitation des ZNIEFF ait été fixée au niveau national, il existe des différences inter-régionales en ce qui concerne les listes d'espèces et d'habitats déterminants. En effet l'établissement de ces listes est fait au niveau régional, en tenant compte de la rareté et des niveaux de menaces des espèces dans chaque région. Ces variations entre les parties alsacienne et lorraine du Parc engendrent une certaine différence entre les ZNIEFF situées de part et d'autre de la limite régionale. Le tableau ci-dessous résume les principales différences observées entre les listes alsaciennes et lorraines.

Sources de données :

Les données utilisées pour le travail de modernisation des ZNIEFF proviennent d'une part des prospections de terrain et d'autre part de diverses associations et naturalistes locaux qui ont accepté de partager leurs bases de données. L'ensemble des personnes et associations ayant fourni leurs données sont listées ci-dessous :

- Syndicat de Coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord (SYCOPARC)
- Office des Données Naturalistes d'Alsace (ODONAT)
- Société Botanique d'Alsace
- Conservatoire des Sites Lorrains
- Office National des Eaux et des Milieux Aquatiques (ONEMA)
- Ligue pour la Protection des Oiseaux d'Alsace
- BUFO
- Les Piverts
- Naturalistes locaux

Prospections de terrain :

Les prospections de terrain ont été effectuées par deux chargées de mission du SYCOPARC entre mai et octobre 2009 pour la partie lorraine du Parc et d'avril à septembre

2010 pour la partie alsacienne du Parc. Les groupes taxonomiques relevés étaient les ptéridophytes et les spermatophytes pour la flore, les oiseaux et les chiroptères pour la faune.

Le choix des secteurs de prospection s'est fait sur la base du nombre et de l'ancienneté des données déjà disponibles, ainsi les prospections se sont concentrées sur les zones peu fournies en données faune et flore. De plus certains milieux ont été ciblés en fonction de leur richesse potentielle en espèces et habitats déterminants, il s'agit des fonds de vallées, des vergers et des prairies hygrophiles, sableuses et calcicoles.

	Lorraine	Alsace
Notes	Espèces réparties suivant 4 notes: 1 : la seule présence de l'espèce suffit pour créer une ZNIEFF 2 : 3 espèces sont nécessaires pour créer une ZNIEFF 3 : n(>3) espèces sont nécessaires pour créer une ZNIEFF 0 : espèce non déterminante	Espèces réparties suivant 5 notes: 100: la seule présence de l'espèce suffit pour créer une ZNIEFF 20 : 5 espèces sont nécessaires pour créer une ZNIEFF 10 : 10 espèces sont nécessaires pour créer une ZNIEFF 5 : 20 espèces sont nécessaires pour créer une ZNIEFF 0 : espèce non déterminante
Cotation	Certains groupes seulement De 0 à 100 (5; 10; 20; 25; 30; 40; 50; 100) Différences quantitatives: une même espèce peut avoir une note différente suivant les conditions	Tous les groupes systématiques De 0 à 100 (5; 10; 20; 100) Pas de différences quantitatives
Nombre d'espèces déterminantes Faune	822	640
Nombre d'espèces déterminantes Flore	685	1311
Nombre d'habitats déterminants	264	97

Tableau 1 : Différences générales entre les listes d'espèces déterminantes en Alsace et en Lorraine.

Résultats

Après analyse de toutes les données disponibles sur le territoire du Parc, un certain nombre de nouvelles ZNIEFF ont été proposées et de nouvelles délimitations ont été tracées. La modernisation aboutit à un nombre total de 62 ZNIEFF de type 1, 26 en Alsace et 36 en Lorraine, pour une surface totale de 36 500 ha. A cela s'ajoute une ZNIEFF de type 2, qui correspond aux terrains de chasse du Milan Royal en Alsace Bossue, exclusivement dans la partie alsacienne du Parc (Figure 1). Le tableau ci-dessous résume les chiffres clés des résultats de la modernisation.

	1 ^{ère} génération		Nouvelles ZNIEFF	
	Alsace	Lorraine	Alsace	Lorraine
Nombre ZNIEFF type 1 Nombre ZNIEFF type 2	27 1	52 1	26 1	36 -
Surface totale ZNIEFF type 1 (ha) Surface totale ZNIEFF type 2 (ha)	756 34 000*	1 543 15 000	18 500 10 938*	180 000 -
% PNRVN	1%	3%	23 %	35%

* Ces ZNIEFF sont localisées à la fois sur le territoire du Parc et hors parc. Une grande partie de la surface est située hors Parc.

Tableau 2 : Principaux chiffres des résultats de la modernisation des ZNIEFF dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord.

Parmi les grands types d'habitats concernés par ces nouvelles ZNIEFF, près de 70% de la surface totale des ZNIEFF est représentée par la forêt, 18% de la surface concerne des milieux ouverts tels que prairies, landes et vergers, et 12% correspond à des milieux humides, principalement des cours d'eau sur grès et leurs abords.

Les principales espèces qui ont permis la création de ces ZNIEFF sont les rapaces diurnes et nocturnes en forêt, tels que le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), le Milan royal (*Milvus milvus*), le Grand-duc d'Europe (*Bubo bubo*) ou la Chevêchette d'Europe (*Glaucidium passerinum*). En milieu ouvert, la flore liée aux terrains peu fertilisés ainsi que des oiseaux menacés comme la Pie-grièche grise (*Lanius excubitor*) et la Pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator*), le Tarier des prés (*Saxicola rubetra*) ont été déterminants pour le classement en ZNIEFF. Enfin, dans les zones humides, ce sont les espèces aquatiques, tels que les poissons, les écrevisses, de même que les odonates et certaines espèces de plantes hygrophiles, comme la Calla des marais (*Calla palustris*) qui ont favorisé la validation en ZNIEFF.

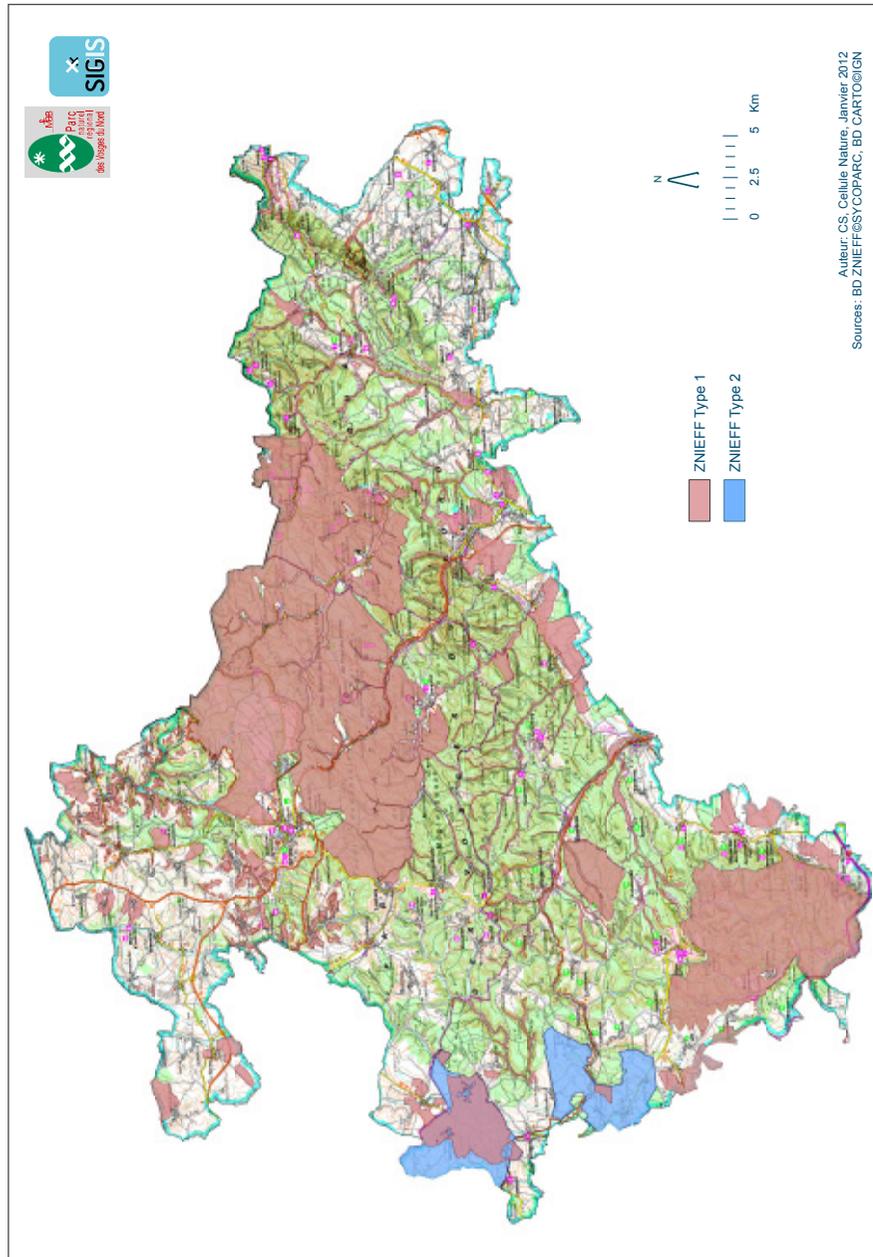


Figure 1 : Répartition des ZNIEFF selon le type dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord.

Conclusion

La réactualisation des inventaires ZNIEFF dans le territoire du Parc a conduit à une augmentation notable des surfaces classées en ZNIEFF par rapport au zonage de première génération réalisé dans les années 1980. Cette évolution du zonage provient d'une évolution des méthodes utilisées lors des deux générations de création des ZNIEFF, la deuxième se basant sur une méthodologie harmonisée au niveau national et déclinée au niveau régional en ce qui concerne les listes d'espèces et d'habitats déterminants.

Les ZNIEFF ayant pour objectif de dresser un inventaire et de recenser les zones particulièrement intéressantes pour la faune et la flore, ceci en vue de les protéger, il semble indispensable de préserver leurs habitats et d'inclure la zone qui permet à ces espèces de se maintenir. La méthodologie proposée au niveau national ne permet toutefois pas de classer en ZNIEFF les zones naturelles riches en espèces « communes », espèces qui risquent de se raréfier et de devenir un jour « déterminantes » si leur habitat n'est pas préservé.

Remerciements

Mes remerciements aux personnes qui ont contribué à ce travail, A. Maréchal qui s'est chargée des prospections flore, J-C. Génot, L. Duchamp, S. Morelle, M. L'Hospitalier, pour la relecture des fiches ZNIEFF, S. Hesse (DREAL Lorraine), M. Schortanner (DREAL Alsace), F. Nowicki (CETE de l'Est) pour leur implication et leur aide dans le déroulement des travaux, M. Hoff, Y. Muller, R. Moratin, S. Didier, P. Richard, M. Gaillard, S. Muller, F. Schwaab, F. Gissinger, C. Kurtz, M. Muller, F. Spill, P. Holveck, M. Schneider, M. Collas, L. Létang et les Piverts pour la transmission des données sur le territoire du Parc.

Bibliographie

DEVILLERS P., DEVILLERS-TERSCHUREN J. & LEDANT P. 1991. CORINE biotopes manual. Habitats of the European Community (a method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation). Data specifications Part 2. Commission of the European Communities, Luxembourg, 300 p.

ELISSALDE-VIDEMENT L., HORELLOU A., HUMBERT G. & MORET J. 2004. Guide méthodologique sur la modernisation de l'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique. Mise à jour 2004. Coll. Patrimoines Naturels. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris - 73 p.

FIERS V., GAUVRIT B., GAVAZZI E., HAFFNER P. & MAURIN H. 1997.

Statut de la faune de France métropolitaine. Statuts de protection, degrés de menace, statuts biologiques. Col. Patrimoines Naturels, vol. 24. Service du Patrimoine Naturel/IEGB/MNHN, Réserves Naturelles de France, ministère de l'Environnement. Paris. 225 p.

MAURIN H. & KEITH P. 1994.- Inventaire de la faune menacée en France. MNHN-Nathan-WWF France, Paris, 176 p.

OLIVIER L., GALLAND J.P. & MAURIN H. 1995. Livre rouge de la flore menacée de France. Tome 1 : espèces prioritaires. SPN/IEGB, Min. Environnement, CBN P. Paris. 662 p.

SECRETARIAT DE LA FAUNE ET DE LA FLORE 1982. Instructions à l'usage du formulaire "Inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique". Secrétariat de la Faune et de la Flore du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 9 p.

SECRETARIAT DE LA FAUNE ET DE LA FLORE 1985. L'inventaire des Zone Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) : dossier technique. Secrétariat de la Faune et de la Flore du Muséum National d'Histoire Naturelle, Direction de la Protection de la Nature du ministère de l'Environnement, Paris, 39 p.

Les plantes invasives dans les zones Natura 2000 du Parc naturel régional des Vosges du Nord Evolution 2003-2010

Christelle SCHEID & Sébastien MORELLE

Syndicat de Coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord
Maison du parc
67290 LA PETITE-PIERRE

Résumé :

L'introduction d'espèces exotiques dans un territoire peut aboutir, dans certains cas, à des phénomènes d'invasion biologique : une espèce exogène se propage et entre alors en compétition avec les espèces autochtones. La présente étude analyse l'évolution de douze espèces de plantes à caractère invasif trouvées sur le territoire du Parc naturel régional des Vosges du Nord. La zone inventoriée correspond aux fonds de vallée du massif gréseux des Vosges du nord, ces sites abritent des habitats et des espèces remarquables et sont désignés comme zones de conservation spéciale (ZSC) du réseau Natura 2000. La comparaison des surfaces colonisées par les plantes invasives entre 2003 et 2010 montre une forte expansion des différentes espèces, la surface totale colonisée ayant doublé durant les sept années qui séparent les deux recensements. Les résultats montrent aussi qu'au sein des surfaces envahies, les taux de recouvrement des espèces exotiques sont plus élevés en 2010 qu'en 2003. Pour la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*) et les solidages (*Solidago canadensis*, *S. gigantea*), la propagation est particulièrement forte en bordure de chemin et dans les friches. Enfin, l'analyse de relevés phyto-sociologiques réalisés dans des zones colonisées par des invasives suggèrent une diminution du nombre d'espèces autochtones corrélée à une augmentation du taux de recouvrement de l'espèce invasive. Les résultats de ces travaux incitent à rester particulièrement vigilant aux phénomènes d'invasion biologique et à stopper l'artificialisation des milieux naturels qui est un facteur catalyseur dans les dynamiques de colonisation et générateur d'altération de la diversité biologique.

Zusammenfassung :

Die Einbringung von fremden Arten in ein Gebiet kann in bestimmten Fällen zu biologischer Invasion führen: Eine nichteinheimische Art breitet sich aus und tritt zu den einheimischen Arten in Konkurrenz. Diese Studie analysiert die Entwicklung von zwölf Pflanzenarten invasiven Charakters, die auf dem Gebiet des Regionalen Natur-

parks Nordvogesen gefundenen wurden. Die erfasste Zone besteht aus der Talsohle im Sandsteinmassiv der Nordvogesen. Dieses Gebiet weist beachtenswerte Standorte mit seltenen Arten auf und gehört zu den besonders schützenswerten Zonen (ZSC-Habitat) des Netzes Natura 2000. Vergleicht man die von den invasiven Pflanzen von 2003 bis 2010 kolonisierten Flächen, so stellt man eine starke Ausbreitung verschiedener Arten fest, wobei sich in den zwischen beiden Erhebungen liegenden sieben Jahren die kolonisierte Gesamtfläche verdoppelt hat. Die Ergebnisse zeigen auch, dass in den beschlagnahmten Gebieten der Bedeckungsgrad der gebietsfremden Pflanzen 2010 höher lag als 2003. Das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) und die Goldrutenarten (*Solidago canadensis*, *S. gigantea*) haben sich besonders stark an Wegrändern und Brachen ausgebreitet. Schlussendlich lässt die Analyse der photo-soziologischen Messungen in den von invasiven Pflanzen kolonisierten Gebieten auf einen Rückgang der Anzahl der einheimischen Pflanzenarten schließen, in Korrelation mit dem höheren Bedeckungsgrad der invasiven Pflanzen. Die Ergebnisse dieser Arbeit sollten zu besonderer Wachsamkeit gegenüber biologischen Invasionen anregen und der Zerstörung von Naturräumen durch den Menschen Einhalt gebieten. Diese beschleunigt nämlich die Kolonisierungsprozesse und bewirkt eine Veränderung der Artenvielfalt.

Summary :

The introduction of exotic species in an area can result, in some cases, to phenomena of biological invasion: an exogenous species spreads and starts competing with the native species. This study analyses the evolution of twelve invasive-type plant species that are found in the Regional Natural Park of Northern Vosges. The inventoried area includes the valley floors of the sandstone massif of the Northern Vosges; these sites are home to remarkable habitats and species, and are designated as special areas of conservation (SAC) of the Natura 2000 network. The comparison of surfaces colonised by invasive plants between 2003 and 2010 outlines a large expansion of the various species; the total colonised surface has doubled during the seven years between the two censuses. The results also indicate that within the invaded areas, the recovery rates of the exotic species are higher in 2010 than in 2003. The spread of the Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*) and the goldenrod (*Solidago canadensis*, *S. gigantea*) is particularly strong on roadsides and in fallow lands. Last, the analysis of phytosociological surveys conducted in areas colonised by invasive plants suggest a diminution in the number of native species correlated to an increase of the recovery rate of the invasive species. The results of these studies promote the need to remain vigilant as regards these phenomena of biological invasion and to stop natural areas from becoming artificial since it is a catalyst factor in the dynamics colonisation and generates changes in biodiversity.

Mots clés : néophytes, invasion, compétition inter-spécifique, perturbation, espèces introduites, flore exogène.

 [Sommaire](#)

[← Article →](#)

1. Introduction

En voyageant d'un continent à un autre, les hommes ont transporté volontairement ou à leur insu de nombreuses espèces végétales et animales. Certaines de ces espèces trouvent une niche écologique favorable dans l'écosystème d'accueil, s'intègrent et sont capables de se reproduire spontanément ; elles sont alors considérées comme naturalisées. Parmi les espèces introduites et qui ont réussi à se naturaliser, certaines se mettent à proliférer de manière exceptionnelle dans l'aire biogéographique d'accueil, on parle alors d'invasion ou d'espèces « envahissantes ». Ce phénomène d'invasion ne se produit que pour une faible proportion de plantes introduites (SCHNITZLER, 2010), en effet le caractère invasif nécessite des traits biologiques particuliers tels qu'une croissance rapide et de grandes capacités de dispersion (BOSSFORD *et al.*, 2005 ; WEBER & GUT, 2004)

Selon CRONK & FULLER (1996), une espèce invasive est « une espèce originaire d'un autre territoire, s'étendant naturellement, c'est-à-dire sans l'aide directe de l'homme, dans l'habitat d'accueil, qu'il soit naturel ou semi-naturel, et produisant des changements significatifs de composition, de structure et de fonctionnement des écosystèmes. ». Les invasions biologiques induisent généralement un appauvrissement de la diversité locale, les allochtones entrant en concurrence avec les espèces autochtones (HOOPS & HUMPHRIES, 1995), leur caractère hautement compétitif favorisant le développement de peuplements monospécifiques (MULLER, 2004).

Certains milieux perturbés tels que les zones en déprise agricole ou les bords de cours d'eau artificialisés semblent être plus sensibles à ces invasions (MULLER, 2004 ; SCHNITZLER *et al.*, 2007). Les perturbations du milieu et les invasions biologiques conjugueraient ainsi leurs effets pour entraîner une perte sensible de diversité locale et une modification majeure des habitats. Le Sycoparc est attentif à cette problématique et s'est investi dès 2003 dans la mise en œuvre d'un observatoire des principales plantes invasives de son territoire. Cet observatoire a permis de récolter de nombreuses informations, dans l'objectif de définir la situation globale des espèces végétales invasives dans le Parc, d'étudier le rapport entre les espèces invasives et le milieu d'accueil et d'identifier des mesures de prévention, et de gestion.

Les travaux de diagnostic de la situation dans le Parc se sont concentrés sur les vallées gréseuses classées « Natura 2000 ». Un premier travail de prospection a été mené en 2003 par une étudiante en maîtrise Sciences et Techniques de l'Université de Metz (HEDERLE, comm.pers.). Celui-ci a permis de mettre en place les protocoles de cartographie et de suivi, d'établir une liste des espèces dites « exogènes » et, parmi elles, une liste d'espèces présentant un caractère invasif. Aujourd'hui l'observatoire des plantes « invasives » recueille trois types de données : une cartographie de la répartition des principales espèces végétales invasives dans les fonds de vallée de la Haute Moder et de la Sauer sur près de 5000 ha, un observatoire photographique illustrant

les principaux contextes d'expansion dans les fonds de vallée et des relevés botaniques diachroniques sur 15 placettes de 25 mètres carrés. Au cours de l'été 2010, le Sycoparc a procédé à une deuxième campagne de relevés afin d'étudier la progression de la colonisation des espèces invasives et leur incidence sur les espèces végétales autochtones. Cet article présente les principaux résultats de l'analyse comparée des deux campagnes de relevés de terrain 2003-2010.

2. Méthodologie

2.1. Zone d'étude et espèces inventoriées

La zone d'étude correspond aux fonds de vallée des cours d'eau sur grès du Parc naturel régional des Vosges du Nord, zones classées Natura 2000. Trois zones spéciales de conservation (ZSC) sont concernées, les « Cours d'eau, tourbières, rochers et forêts des Vosges du Nord et souterrains de Ramstein » FR4100208 - 57, « La Moder et ses affluents » FR4201795 - 67, et « La Sauer et ses affluents » FR4201794 - 67. A noter que les deux premières ZSC appartiennent à un même bassin versant, celui de la Haute-Moder. Ces trois ZSC représentent une surface totale de 4 647 ha (dont 3 570 ha de fonds de vallée) et 356 kilomètres de linéaire de cours d'eau.

Parmi les plantes exogènes recensées dans les Vosges du Nord, douze espèces à caractère invasif avaient été choisies en 2003 pour faire l'objet de l'étude. Il s'agit de quatre espèces ligneuses, le pin de Weymouth (*Pinus strobus*), le cerisier tardif (*Prunus serotina*), le robinier faux-acacia (*Robinia pseudacacia*) et le sumac de Virginie (*Rhus typhina*), et de huit espèces herbacées : la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*), la verge d'or du Canada (*Solidago canadensis*), la solidage géante (*Solidago gigantea*), la renouée du Japon (*Fallopia japonica*), la renouée de Sakhaline (*Fallopia sachalinensis*), la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*), le raisin d'Amérique (*Phytolacca americana*) et la rudbeckie découpée (*Rudbeckia laciniata*). Les types d'habitats colonisés par ces espèces sont divers ; alors que les espèces ligneuses sont trouvées plus fréquemment dans des milieux forestiers et des lisières, les espèces herbacées s'installent à peu près partout en milieu forestier, prairial, et surtout dans les zones humides, principalement en bordure de cours d'eau et dans les mégaphorbiaies. Les invasives étant souvent favorisées par les dégradations d'origine anthropique dans les milieux alluviaux (SCHNITZLER & MULLER, 1998 ; BAILEY & SCHNITZLER, 2003), on les observe au départ à proximité des remblais dans les zones drainées ou dans les zones humides alimentées par des eaux chargées en nutriments (problème d'assainissement). Le degré d'invasion de ces espèces dans la zone étudiée est variable, cinq d'entre elles, la balsamine de l'Himalaya, les deux espèces de solidage, la rudbeckie découpée et le robinier faux acacia étant considérées comme ayant un niveau d'invasion important (HEDERLE, 2003).

2.2. Prospections de terrain

Les prospections de terrain ont été réalisées sur une période de trois mois de juin à août 2010. Au total, trente journées de terrain ont été consacrées durant l'été 2010 pour effectuer les différents types de relevés nécessaires à la réactualisation de l'observatoire des plantes invasives.



Figure 1 : exemple d'une photographie aérienne utilisée lors des prospections de terrain. Les délimitations en vert représentent la limite des zones Natura2000, les polygones jaunes correspondent aux limites de présence des espèces invasives, les points rouges correspondent aux données ponctuelles de présence d'invasives.

2.3. Types de relevés réalisés

Trois types de relevés ont été effectués, une cartographie des surfaces colonisées par les invasives, des relevés phyto-sociologiques et un observatoire photographique. Pour chaque type de relevé, la méthodologie utilisée en 2010 était identique à celle qui avait été mise en place en 2003, afin de pouvoir comparer efficacement les données obtenues durant les deux campagnes d'inventaires.

La cartographie des secteurs colonisés

Les fonds de vallées des zones Natura 2000 du Parc (ZSC de « La Haute Moder » et de « La Sauer et ses affluents ») ont été systématiquement prospectés à pied. Durant la phase de terrain, l'identité des espèces invasives observées, le contexte dans lequel elles se trouvent, la surface colonisée, ainsi que le taux de recouvrement ont été relevés et notés sur des photographies aériennes imprimées à l'échelle 1 : 3500^{ème} (Figure1).

La méthodologie utilisée en 2010 était identique à celle proposée en 2003, à savoir, qu'une espèce invasive a été représentée par un point (= donnée ponctuelle) lorsque la surface de présence est inférieure à 20 m dans chaque dimension, et par un polygone (= donnée surfacique) dans le cas contraire.

Pour chaque polygone, les informations suivantes ont été renseignées :

1. leur taux de recouvrement pour chaque périmètre délimité suivant quatre catégories :

- de 0 à 25%
- de 25 à 50%
- de 50 à 75%
- de 75 à 100%

2. leur distribution dans la surface colonisée : uniforme ou par paquets

3. le contexte dans lequel elles se sont développées :

- bord de chemin - remblais
- mégaphorbiaie
- friche arborée
- prairie
- ripisylve
- zone aménagée (propriété privée, bordure d'étang...)

Il est à noter que les informations concernant le contexte ont également été relevées pour chaque point d'observation.

Suite à la phase de terrain, l'ensemble de ces données a été numérisé et saisi sur base SIG, la forme des polygones dessinés se rapprochant autant que possible de l'aire de distribution réelle de l'espèce invasive.

Les relevés phyto-sociologiques

Par ailleurs une quinzaine de relevés phyto-sociologiques a été effectuée dans des zones situées dans quatre contextes différents (forêt, bord de chemin, ripisylve et mégaphorbiaie) et colonisées par cinq des douze espèces invasives étudiées :

- 1 relevé pour la berce du Caucase (en forêt)
- 6 pour la balsamine de l'Himalaya (3 en ripisylve, 3 en mégaphorbiaie)
- 3 pour les solidages (en mégaphorbiaie)
- 3 pour la rudbeckie découpée (en mégaphorbiaie pâturée)
- 2 pour le raisin d'Amérique (en bordure de chemin)

Pour ce faire, des quadrats d'une surface de 25 m² (disque de 2,82 m de rayon) dans des zones plus ou moins colonisées par les invasives ont été délimités à l'aide d'un piquet et d'une corde de 2,82m de longueur. La localisation du centre du quadrat a été géo-référencée et matérialisée par un piquet en métal laissé sur place afin de pou-

voir retrouver l'emplacement lors de futures campagnes de prospection. Pour chaque espèce végétale trouvée, un coefficient d'abondance et un coefficient de sociabilité ont été précisés (voir Annexe 1). Ces relevés phyto-sociologiques ont été pris aux mêmes emplacements que ceux réalisés en 2003 par C. Hederlé.



Figure 2 : Photographie d'un quadrat délimité pour un relevé phyto-sociologique. Le piquet représente le centre du quadrat, la corde jaune d'une longueur de 2,82 m sert à délimiter le disque d'une surface de 25 m².

3. Résultats

3.1. Evolution spatiale des phénomènes d'invasion dans les vallées Natura 2000

La première évaluation des surfaces colonisées par des espèces invasives, réalisée en 2003, a révélé que les fonds de vallée prospectés étaient principalement envahis par 3 espèces, la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*), la verge d'or du Canada (*Solidago canadensis*) et la solidage géante (*Solidago gigantea*). Il a également été constaté que le drain principal de ces cours d'eau était davantage envahi que leurs affluents, aussi bien en termes de surface occupée que de taux de recouvrement.

Le tableau 1 indique le nombre et la surface des zones envahies par chacune des espèces invasives dans la zone d'étude, lors du premier inventaire en 2003 et lors du deuxième passage en 2010. Le résultat global qui en ressort est une augmentation considérable de la surface totale recouverte par des espèces invasives, celle-ci passant de 17 362 ares à 32 263 ares, soit une augmentation de près de 86%. Cette augmentation des surfaces colonisées concerne 10 des 12 espèces répertoriées, les surfaces colonisées par la balsamine de l'Himalaya et les solidages représentant 87% de l'ensemble des zones envahies.

A noter que les augmentations de surface des espèces ligneuses résultent partiellement du recensement de zones qui n'avaient pas été identifiées lors du premier passage en 2003 mais qui étaient déjà colonisées, à en juger par la taille des arbres. Deux espèces ne se sont pas étendues entre 2003 et 2010, il s'agit de la renouée de Sakhaline et de la rudbeckie découpée. La renouée de Sakhaline est présente en très faible quantité dans la zone d'étude, seules quelques données ponctuelles ayant été relevées. La rudbeckie

Espèces	2003		2010	
	Nombre	Surface (ares)	Nombre	Surface (ares)
Herbacées:				
<i>Fallopia japonica</i>	14	115	16	253
<i>Fallopia sachalinensis</i>	0	0	0	0
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	1	2	1	7
<i>Impatiens glandulifera</i>	237	8 770	322	16 647
<i>Phytolacca americana</i>	0	0	1	98
<i>Rudbeckia laciniata</i>	16	927	16	921
<i>Solidago sp.</i>	128	5 314	201	11 272
Ligneuses:				
<i>Pinus strobus</i>	3	219	14	679
<i>Prunus serotina</i>	5	199	6	229
<i>Robinia pseudacacia</i>	74	1 816	83	2 147
<i>Rhus typhina</i>	0	0	1	10
TOTAL :	478	17 362	661	32 263

Tableau 1 : Evolution du nombre et de la surface des polygones pour chaque espèce, entre 2003 et 2010.

Espèces	Nombre de points en 2003	Nombre de points en 2010	Nombre de points transformés en polygones	Nombre de nouveaux points créés
Herbacées:				
<i>Fallopia japonica</i>	33	56	1	24
<i>Fallopia sachalinensis</i>	4	5	0	1
<i>Impatiens glandulifera</i>	176	228	56	108
<i>Phytolacca americana</i>	5	2	0	0
<i>Rudbeckia laciniata</i>	8	10	0	2
<i>Solidago sp.</i>	212	301	75	166
Forestières:				
<i>Pinus strobus</i>	10	11	1	2
<i>Prunus serotina</i>	8	8	0	0
<i>Robinia pseudacacia</i>	103	119	3	22
<i>Rhus typhina</i>	6	6	0	0
TOTAL:	565	746	136	325

Tableau 2 : Evolution du nombre de données ponctuelles entre 2003 et 2010.

découpée quant à elle est présente sur un total de 16 zones, localisées aux mêmes emplacements en 2010 qu'en 2003 et qui ne se sont visiblement pas étendues durant ces sept années.

A côté des surfaces cartographiées pour chaque espèce, les données ponctuelles montrent aussi une augmentation générale de la distribution des espèces invasives (Tableau 2) en particulier de la balsamine de l'Himalaya et des solidages. Excepté le raisin d'Amérique pour lequel le nombre de données ponctuelles a diminué, le nombre de points d'observation de toutes les autres espèces est soit identique soit plus élevé en 2010. Il est important de préciser que de nombreux points cartographiés en 2003 se sont transformés en polygone en 2010, ce qui signifie que des zones de colonisation restreintes (inférieures à 20 m dans une dimension) se sont étendues. Ce phénomène est survenu un grand nombre de fois pour la balsamine de l'Himalaya et pour les solidages (voir tableau 2).

3.2. Analyse des taux de recouvrement des plantes « invasives » dans les zones colonisées

L'évolution de la colonisation des plantes invasives ne concerne pas uniquement l'augmentation de la taille des surfaces ou le nombre de données ponctuelles recueillies mais également le taux de recouvrement de ces espèces au sein des polygones qui délimitent leur présence. Ainsi une surface donnée peut être faiblement colonisée (Recouvrement < 25%) ou fortement colonisée (Recouvrement > 75%).

La Figure 3 montre l'évolution des taux de recouvrement entre 2003 et 2010 pour les espèces herbacées pour lesquelles des polygones ont été cartographiés en 2003 et en 2010. Deux espèces, le raisin d'Amérique et la renouée de Sakhaline sont exclues de cette analyse car seules des données ponctuelles ont été relevées. Cette figure révèle en premier lieu que la rudbeckie découpée (*Rudbeckia laciniata*) et la renouée du Japon (*Fallopia japonica*) détiennent les plus forts taux de recouvrement dans les surfaces qu'ils occupent, ceci aussi bien en 2010 qu'en 2003. Le taux de recouvrement de la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*), qui n'a été identifiée que sur une station dans la ZSC, est faible et n'a pas évolué entre 2003 et 2010. Pour la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*) et les deux espèces de solidage (*Solidago canadensis*, *Solidago gigantea*), les situations sont différentes si l'on compare les données année par année, cependant, en ce qui concerne l'évolution des taux de recouvrement entre 2003 et 2010, on observe une même tendance pour ces espèces de même que pour la renouée du Japon. En prenant pour exemple la renouée du Japon, on peut voir qu'en 2003 (barre à gauche), un peu moins de 40% de la surface totale colonisée par l'espèce avait un taux de recouvrement inférieur à 50% (représenté en bleu et rouge). En 2010 (barre à droite) moins de 20% de la surface totale avait un taux de recouvrement inférieur à 50%. Par contre environ 20% des surfaces en 2010 ont un taux de recouvrement de 50 à 75% (représenté en

vert). Ainsi pour la renouée du Japon, les taux de recouvrement au sein des polygones ont augmenté significativement entre 2003 et 2010.

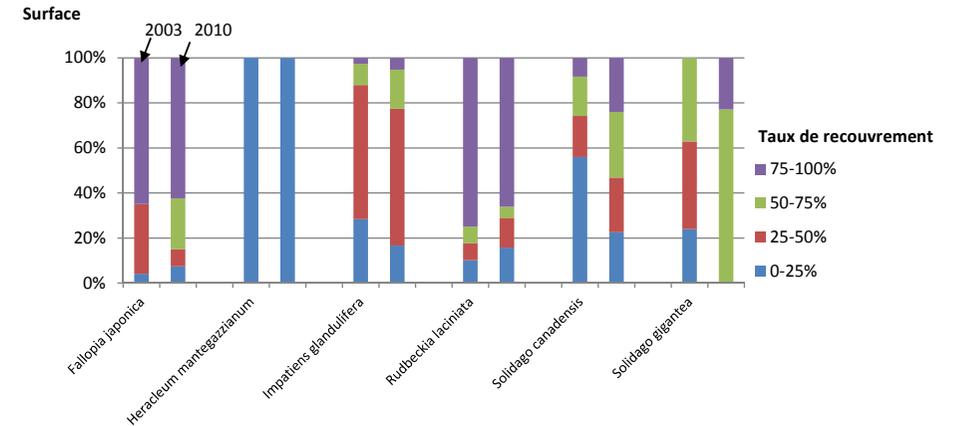


Figure 3 : Evolution des taux de recouvrement de chaque espèce dans les polygones cartographiés en 2003 et en 2010. Le graphique représente le pourcentage de surface au sol concernée par chaque taux de recouvrement. Pour chaque espèce, la barre à gauche correspond aux pourcentages relevés en 2003 et la barre à droite, ceux relevés en 2010. Pour cette comparaison, seuls les polygones déjà présents en 2003 ont été utilisés, afin de pouvoir évaluer les variations des taux de recouvrement entre 2003 et 2010.

Une évolution semblable des taux de recouvrement est observée pour la balsamine de l'Himalaya et pour les solidages : en 2010, la proportion de surface concernée par des recouvrements forts augmente par rapport à 2003, au détriment des surfaces pour lesquelles le recouvrement est faible. Ces observations montrent que parallèlement à l'extension des surfaces colonisées, les invasives tendent aussi à supplanter progressivement les espèces locales au sein des habitats jusqu'à former des massifs monospécifiques. Une analyse plus détaillée de l'évolution de la composition des cortèges floristiques dans les zones envahies sera abordée dans le paragraphe 3.4 consacré à l'analyse des relevés diachroniques.

Contrairement à l'évolution des taux de recouvrements observée pour la balsamine et les solidages, on constate une légère diminution des taux de recouvrement pour la rudbeckie découpée (*Rudbeckia laciniata*), le taux 0-25% représentant une proportion de surface plus grande en 2010 qu'en 2003, ceci au détriment du taux 75-100%. Ce résultat provient essentiellement d'une mégaphorbiaie située dans la commune de Mouterhouse, dans laquelle un pâturage a été mis en place entre 2003 et 2010. Avant le pâturage, cette zone était recouverte à 75-100% par les rudbeckies alors qu'en 2010 le recouvrement a diminué pour atteindre moins de

25%. Le pâturage semble donc avoir défavorisé les rudbeckies et a limité leur expansion. Pour les quatre espèces ligneuses, une telle analyse n'a pas été effectuée. En effet une période de 7 années est plutôt courte pour évaluer la progression d'espèces ligneuses.

3.3 Distribution et progression en fonction du type de milieu

Parallèlement à l'analyse de l'évolution des taux de recouvrement dans chaque zone colonisée, la Figure 4 présente le pourcentage de surface colonisée dans chaque type de milieu. Pour la renouée du Japon (*Fallopia japonica*), la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) et le raisin d'Amérique (*Phytolacca americana*), 100% des surfaces colonisées sont situées en bordure de chemin. La répartition des autres espèces est plus diversifiée. Ainsi, 50% des surfaces colonisées par la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*) sont localisées en ripisylve plus précisément dans des aulnaies, 20% en friche arborée de même qu'en mégaphorbiaie et environ 10% en bord de chemin. Pour les solidages (*Solidago canadensis*, *Solidago gigantea*), la surface colonisée en ripisylve est plus faible et celle en milieux ouverts est plus grande, ce qui traduit un besoin en lumière plus important pour les solidages que pour la balsamine de l'Himalaya. Enfin les surfaces colonisées par la rudbeckie découpée (*Rudbeckia laciniata*) sont constituées à plus de 90% de mégaphorbiaies.

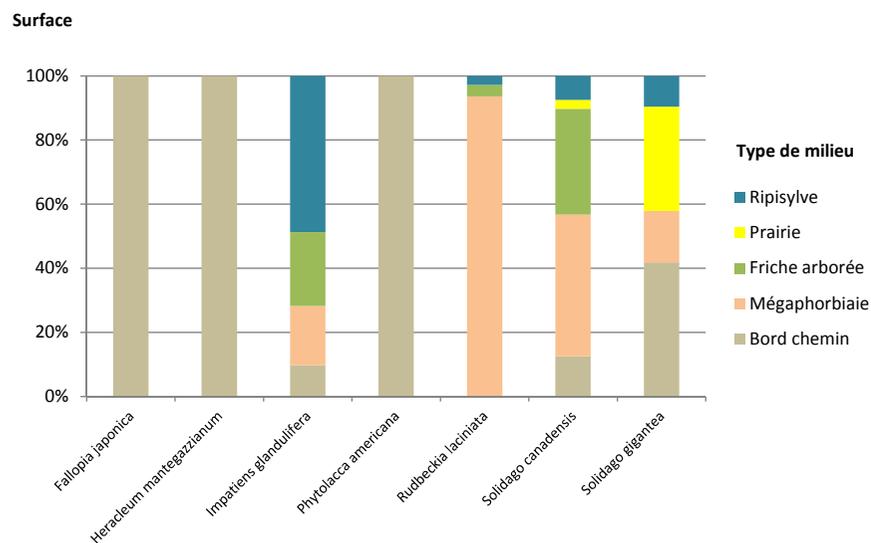


Figure 4 : Pourcentage de surface colonisé par chacune des espèces et pour chaque type de milieu lors de la cartographie réalisée en 2010. La répartition des espèces par type de milieu en 2010 est semblable à celle observée en 2003.

En complément à la Figure 2, le Tableau 3 précise les taux d'augmentation des surfaces colonisées entre 2003 et 2010, par les espèces les plus présentes dans la zone d'étude, la balsamine de l'Himalaya et les solidages. Pour chaque espèce, le taux d'augmentation le plus important a eu lieu en bordure de chemin. Pour la balsamine, le deuxième type de milieu pour lequel l'augmentation de surface est la plus forte correspond aux terrains en friche. Par contre les surfaces colonisées par cette espèce n'ont pas augmenté en prairie. Ceci suggère que la progression de ces espèces exogènes se fait plus facilement sur des zones rudérales et en friche. Pour les solidages, on note une augmentation notable en ripisylve, ce qui indique que ces espèces peuvent tout de même s'étendre aisément dans des zones ombragées.

	Bord de chemin	Mégaphorbiaie	Friche	Prairie	Ripisylve
<i>Impatiens glandulifera</i>	+ 227%	+ 35%	+ 139%	0%	+ 84%
<i>Solidago sp.</i>	+ 451%	+ 114%	+ 143%	+ 117%	+ 247%

Tableau 3 : Taux d'augmentation des surfaces colonisées par *Impatiens glandulifera* et *Solidago sp.* entre les années 2003 et 2010, en fonction du type de milieu.

3.4 Répartition géographique des plantes « invasives » sur la zone étudiée

La figure 5 illustre l'évolution des surfaces colonisées par les 12 espèces invasives entre 2003 et 2010. En 2003, les surfaces envahies représentaient 4,9% des fonds de vallée des ZSC « Haute Moder » et « Sauer et ses affluents ». En 2010, soit 7 années plus tard, les surfaces colonisées ont augmenté pour atteindre 9% de la zone étudiée. Tous les cours d'eau de la zone d'étude sont concernés par la présence simultanée de plusieurs espèces invasives, la balsamine de l'Himalaya et les solidages occupant la majeure partie des surfaces colonisées.

Concernant la répartition des surfaces colonisées, on remarque que certains cours d'eau sont davantage concernés que d'autres, la Sauer (cours d'eau le plus à l'Est sur la carte et qui passe par Woerth), le Falkensteinerbach (passant par Niederbronn-les-Bains) et la Moder (passant par Ingwiller) étant les plus envahis. Le robinier faux acacia, la balsamine de l'Himalaya et les solidages sont présents le long de tous les cours d'eau Natura 2000, les robiniers étant dispersés de manière presque homogène sur l'ensemble de la zone étudiée, la balsamine étant davantage présente sur la Sauer et sur la Moder, et les solidages étant prédominants sur le Falkensteinerbach. La rudbeckie découpée quant à elle est répartie sur deux cours d'eau seulement, le Schwartzbach (cours d'eau à l'Ouest de la Sauer) et la Zinsel du Nord (cours d'eau au Sud du Falkensteinerbach). Les autres espèces, plus faiblement représentées ont une répartition assez éparse sur les différents fonds de vallée.

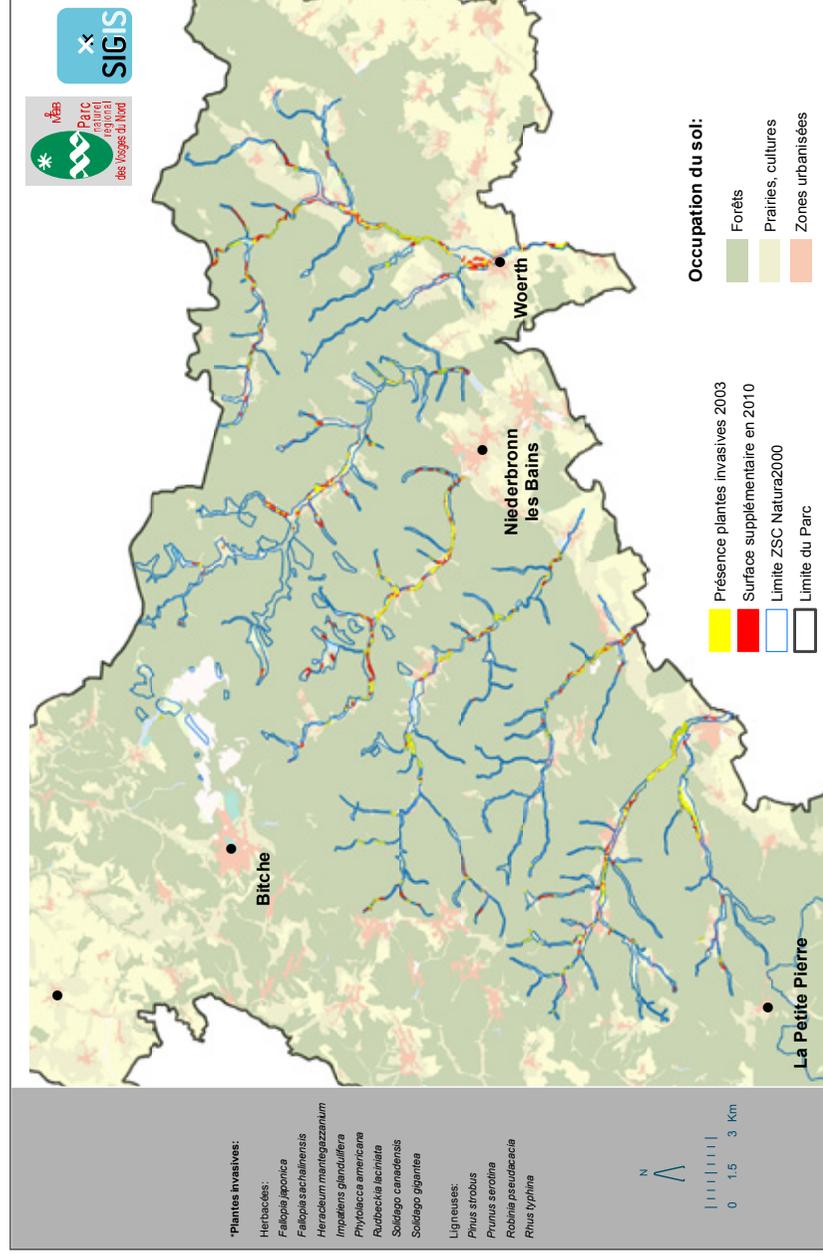


Figure 5 : Evolution des surfaces colonisées par des plantes invasives entre 2003 et 2010 dans les zones Natura 2000 de Parc naturel régional des Vosges du Nord.

Relevé	Contexte	2003		2010		Espèces différentes
		Recouvrement	Nombre d'espèces	Recouvrement	Nombre d'espèces	
<i>Impatiens glandulifera</i>	1 Mégaphorbiaie	0	8	75-100%	11	7
	2 Mégaphorbiaie	75-100%	12	75-100%	11	3
	3 Aulnaie	0	11	5-25%	6	6
	4 Aulnaie	25-50%	9	50-75%	8	1
	5 Aulnaie	25-50%	8	50-75%	8	4
<i>Impatiens ; Solidago sp.</i>	1 Mégaphorbiaie	25-50% ; <5%	20	25-50% ; 25-50%	14	8
<i>Solidago sp.</i>	1 Mégaphorbiaie	0	4	<5%	7	7
	2 Mégaphorbiaie	5-25%	7	5-25%	6	5
	3 Mégaphorbiaie	75-100%	3	75-100%	3	0
<i>Rubbeckia laciniata</i>	1 Mégaphorbiaie	0	12	5-25%	12	12
	2 Mégaphorbiaie	5-25%	16	0	17	17
	3 Mégaphorbiaie	75-100%	8	0	16	14
<i>Phytolacca americana</i>	1 Bord de chemin	25-50%	6	50-75%	8	6
	2 Bord de chemin	25-50%	6	25-50%	9	13

NB : pour le deuxième relevé de *Phytolacca americana* l'emplacement du quadrat n'avait pas été localisé en 2003, les résultats ne peuvent donc pas être comparés à ceux de 2010.

Tableau 4 : Analyse des relevés phyto-sociologiques – Comparaison 2003 / 2010.

Comme cela avait été observé en 2003, les espèces invasives sont essentiellement présentes au niveau du drain principal des différents cours d'eau. L'extension des surfaces colonisées s'est faite dans la plupart des cas, par agrandissement des polygones existant, autrement dit, à partir des zones qui étaient déjà envahies en 2003. Cependant dans certains cas, des invasives ont été trouvées en 2010 dans des zones qui étaient encore « vierges » en 2003. Ces observations ont été faites la plupart du temps dans les affluents, à proximité du drain principal, mais aussi dans de rares cas plus en amont. Les principales espèces concernées par ces colonisations de nouveaux sites sont une fois de plus la balsamine de l'Himalaya et les solidages.

3.5 Analyse des relevés diachroniques : comprendre l'impact des espèces exogènes sur la flore locale

Afin d'analyser de manière diachronique, l'évolution des différentes espèces invasives, des cercles permanents d'une surface de 25 m² ont été mis en place en milieu ouvert ou fermé selon les espèces. L'objectif de ce suivi diachronique est d'évaluer les modifications de la richesse floristique, et l'observation d'une augmentation ou régression du recouvrement des espèces invasives présentes sur la zone d'étude par la même occasion.

Le tableau 4 présente les principaux résultats obtenus par les relevés phyto-sociologiques qui ont été réalisés en 2003 et en 2010. Pour la balsamine de l'Himalaya comme pour les solidages, le recouvrement de l'espèce invasive dans le quadrat a soit augmenté, soit est resté identique entre 2003 et 2010. Par contre, pour la rudbeckie découpée, on observe une disparition de la population dans deux des trois quadrats. Ces derniers relevés ont été réalisés dans une mégaphorbiaie dans laquelle un pâturage a été mis en place entre 2003 et 2010.

Dans deux cas (indiqué en gras dans le tableau) on note une augmentation du taux de recouvrement de l'espèce invasive, couplée à une diminution du nombre total d'espèces présentes. Cependant pour les autres relevés, l'augmentation du taux de recouvrement de l'invasive n'a pas entraîné de diminution du nombre d'autres espèces présentes. Pour la rudbeckie découpée le passage entre un recouvrement très fort et la disparition de la population dans le quadrat (voir relevé n.3) s'accompagne d'une augmentation du nombre d'espèces.

Enfin, on peut également observer une certaine modification de la composition des espèces présentes, certaines espèces ayant disparu des relevés en 2010 par rapport à ceux de 2003 et d'autres espèces étant apparues. La dernière colonne du tableau indique le nombre total d'espèces différentes entre les relevés de 2003 et ceux de 2010 (nombre d'espèces disparues + nombre d'espèces apparues en 2010 par rapport à 2003). Les modifications les plus importantes ont eu lieu dans la mégaphorbiaie colonisée par la rudbeckie. Cette variation de la composition des espèces est potentiellement due à la présence/absence de la rudbeckie ou au pâturage qui a été mis en place.

Conclusion

Les résultats de cette deuxième campagne de prospection des zones occupées par des plantes invasives dans les zones Natura 2000 du Parc, montrent que les surfaces colonisées ainsi que les taux de recouvrement de ces espèces ont considérablement augmenté durant les sept années qui séparent les deux études. Tout comme en 2003, les espèces qui recouvrent la plus grande surface sont la balsamine de l'Himalaya et les solidages. Pour toutes les espèces étudiées sauf une, la rudbeckie découpée, la surface totale de présence s'est étendue. Pour la rudbeckie découpée au contraire, on a pu observer une diminution des surfaces envahies et du taux de recouvrement dans une mégaphorbiaie dans laquelle un pâturage à Highland cattle a été mis en place.

L'analyse des relevés diachroniques a révélé une diminution du nombre total d'espèces combinée à une augmentation du taux de recouvrement de l'espèce invasive, ce qui suggère que l'espèce exogène entraîne une régression de la diversité végétale, comme cela a déjà été montré dans d'autres travaux (PYSEK & PRACH, 1995 ; MULLER, 2004). Cette observation n'a cependant été faite que dans trois relevés sur douze, deux cas concernant la balsamine de l'Himalaya. Par ailleurs on note également une certaine modification du cortège floristique entre les relevés faits lors de la première et de la deuxième étude, certaines espèces ont disparu du quadrat et d'autres sont apparues en 2010 par rapport à 2003. Un plus grand nombre de relevés phyto-sociologiques pour chaque espèce invasive et dans chaque contexte serait nécessaire pour préciser l'impact de ces espèces exogènes sur les cortèges floristiques.

Outre leurs effets sur la flore autochtone, les espèces invasives tendent à accentuer l'érosion des berges (ROBLIN, 1994), à ralentir l'évacuation des eaux lors des crues (PYSEK & PRACH, 1995) ou retarder la colonisation naturelle d'espèces ligneuses (MULLER, 2004). L'installation et la dispersion des néophytes étant favorisée dans les milieux artificialisés ou perturbés par l'homme (MULLER, 2004 ; SCHNITZLER, comm.pers.), il nous incombe de ne pas amplifier le phénomène d'invasion et de stopper un certain nombre de pratiques notamment dans les milieux alluviaux, tels que remblais, drainage des zones humides ou rejets phosphorés liés à de mauvais dispositifs d'assainissement. Enfin, il est primordial d'être particulièrement vigilant aux espèces végétales utilisées au quotidien pour l'ornementation des jardins ou des espaces publics car dans nos plates bandes et nos bacs à fleurs se trouvent, à n'en pas douter, les plantes invasives de demain !

Bibliographie

BAILEY J. & SCHNITZLER A. 2003. La renouée du Japon, une dangereuse conquête de l'Ouest. *La Recherche* 364 : 50-54.

BOSSFORD O., AUGÉ H., LAFUMA L., ROGERS W.E., SIEMANN E. & PRATI D. 2005. Phenotypic and genetic differentiation between naïve and introduced populations. *Oecologia* : 144, 1-11.

CRONK Q.C.B. & FULLER J.L. 1996. Plant invaders. Chapman & Hall, Londres, 241 p.

HOOBS R.J. & HUMPHRIES S.E. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology* 9 : 761-770.

MULLER S. 2004. Plantes invasives en France. Museum national d'Histoire Naturelle, Paris, 168p.

PYSEK P. & PRACH K. 1995. Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera*, a century of spreading reconstructed. *Biological Conservation* 741 : 41-48.

ROBLIN L. 1994. Allien invasive weeds, an example of National Rivers Authority Sponsored Research, in de Waal, L.C., Child, L.E., Wade, P.M. & Brock, J.H. [Eds], Ecology and Management of Invasive Riverside Plants. Wiley, Chichester, 89-93.

SCHNITZLER A. & MULLER S. 1998. Ecologie et biogéographie de plantes hautement invasives en Europe : les renouées géantes du Japon (*Fallopia japonica* et *F. Sachalinensis*). *Revue d'écologie (Terre et vie)* 53 : 3-38.

SCHNITZLER A., HALE B. & ALSUM E.M. 2007 Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation* 138 : 146-156.

WEBER E. & GUT D. 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal of Nature Conservation* 12 : 171-179.

Waldquellenmonitoring im Naturpark Pfälzerwald

Maria-Barbara WINTER (1) und Holger SCHINDLER (2)

(1) Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Hauptstraße 16, D-67705 TRIPPSTADT

(2) Institut für Grundwasserökologie (IGÖ) GmbH, Im Niederfeld 15, D-76829 LANDAU,
privat: Schwarzbach 61, D-67471 ELMSTEIN

Zusammenfassung :

Quellbiotope haben eine wichtige Bedeutung als Schnittstellenlebensraum zwischen Grundwasser und Fließgewässer. Ebenso sind sie für die Trinkwassergewinnung und Erholungsnutzung von großer Relevanz. Die vielfältigen und teilweise konkurrierenden Ansprüche haben in der Vergangenheit jedoch häufig zur Beeinträchtigung der Habitatfunktion geführt. Das Waldquellenmonitoring der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz untersucht daher seit 2004 an 30 ausgewählten Quellen im Pfälzerwald die Situation der Waldquellen und deren Entwicklung über die Zeit und unter veränderter Waldbewirtschaftung in den drei Schutzkategorien (Kernzone, Pflegezone, Entwicklungszone) des Biosphärenreservates. Als Bioindikatoren werden dabei, neben hydrochemischen Messungen, faunistische und floristische Elemente genutzt. Die beprobten Quellen weisen eine für die Region charakteristische Hydrochemie auf mit niedriger elektrischer Leitfähigkeit und hohem Sauerstoffgehalt. Versauerte Quellen mit tendenziell geringeren Quellschüttungen und faunistischen Artenvorkommen wurden besonders in Oberhanglagen beobachtet. Falllaub, als wichtige Nahrungsgrundlage für die faunistische Besiedlung der Quellbiotope, scheint im Mangel in nadelholzdominierten Beständen ebenfalls zu geringeren Taxazahlen des Makrozoobenthos zu führen. Quellbereiche mit einer Vielfalt verschiedener Substrattypen, und damit verbunden einem Mosaik an Mikrohabitaten, weisen hingegen höhere Artenzahlen auf. Seit der Laufzeit des Monitorings konnte bei keinem der untersuchten Parameter eine wesentliche Veränderung festgestellt werden. Ebenso lässt sich derzeit noch kein Einfluss der Zonierung des Biosphärenreservates nachweisen. Eine Fortführung des Monitorings wird auch im Hinblick auf die Beobachtung klimawandelbedingter Entwicklungen von großer Bedeutung sein.

Résumé :

En tant que milieux de transition entre nappes souterraines et cours d'eau, les sources revêtent une importance particulière, tout comme pour le captage d'eau potable et les usages récréatifs. Ces exigences fonctionnelles diverses, parfois en conflit entre elles, ont souvent affecté négativement leur fonction d'habitat. Le Centre de recherche en écologie forestière et en sylviculture (FAWF) de Rhénanie-Palatinat procède donc depuis 2004 au suivi continu

de 30 sources forestières choisies dans le Pfälzerwald pour connaître l'état et l'évolution des sources forestières au fil du temps et selon les changements dans la gestion sylvicole survenus en fonction du zonage de la réserve de biosphère, sur les trois types de zones (aire centrale, zone tampon, aire de transition). Outre les analyses hydrochimiques, les bio-indicateurs étudiés comprennent des éléments faunistiques et floristiques. Les sources étudiées présentent une hydrochimie caractéristique de la région, marquée par une faible conductivité électrique et une teneur en oxygène élevée. Sur les hauteurs notamment, on trouve des sources acidifiées qui présentent des débits et une richesse faunistique plutôt réduits. Dans les peuplements dominés par les résineux, le manque de litière de feuilles, élément trophique important pour la richesse faunistique des biotopes de sources, semble être corrélé avec un nombre réduit de taxons pour la macrofaune benthique. Les sources présentant une diversité importante au niveau des types de substrats, et donc une mosaïque de micro-habitats, abritent davantage d'espèces. Depuis le début du suivi continu, aucun changement important n'a été détecté sur les paramètres étudiés. Aucune influence du zonage au sein de la Réserve de biosphère n'a pu être constatée. Ceci étant, le suivi continu des sources conservera toute son importance, notamment pour observer les évolutions dues au changement climatique.

Summary :

Springs, with characteristic conditions between groundwater and flowing water, are of major importance for biodiversity. At the same time they are part of the network for drinking water abstraction and are modified and marketed for recreational purposes. The various and partly competing uses often led to interferences with the habitat functions of the spring biotopes in the past. For this reason the Research Institute for Forest Ecology and Forestry Rhineland-Palatinate started a programme to investigate the situation of 30 selected springs in the Palatinate Forest and their development over time and under the different management strategies of the three protection categories (core area, buffer zone, transition area) of the biosphere reserve. Additionally to hydrochemical measurements, floristic and faunistic elements are used as bio-indicators for spring quality. The investigated springs show a characteristic hydrochemistry for the region, with low electric conductivity and high oxygen content. Acidified springs with lower discharges and faunistic species diversity were found mainly in upper hillside situations. Leaves are basic nutrition for the faunistic assemblage. In coniferous forests the deficiency of leaves seem to lead to lower biodiversity of the macrozoobenthos. Springs with a high diversity of substrata and thus a variety of microhabitats held however an increased species richness. Since the start of the monitoring in 2004 none of the investigated parameters showed an essential change over time. Likewise, no influence of the biosphere reserve zonation could be proven. The continuation of the spring monitoring is an important instrument, as well for the surveillance of climate change impacts on specialised water species.

Schlüsselwörter : Buntsandstein, Versauerung, Quellschüttung, Quellflora, Makrozoobenthos.

1. Einleitung

Obgleich auf Grund ihrer Größe oft unscheinbar, haben Quellbiotope eine besondere Bedeutung. Als räumlich relativ isoliertes Schnittstellenhabitat zwischen Grundwasser und Fließgewässer dienen Quellen mit ihren über den Jahresverlauf weitestgehend konstanten Wassertemperaturen hochspezialisierten (und teilweise endemischen) Arten als Lebensraum (DI SABATINO *et al.*, 2003; SELGERT & HAHN, 1999; SCHINDLER, 2005). Mit ihren steilen Gradienten lebensbestimmender Parameter auf kleinster Fläche gelten sie als „Ökotope“ par excellence (GERECKE & FRANZ, 2006) und werden auf Grund ihrer besonderen naturschutzfachlichen Bedeutung im § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes als gesetzlich geschütztes Biotop geführt (BUNDESREGIERUNG, 2009). Gleichzeitig dienen Quellen in vielen Fällen als Entnahmestellen für die Trinkwassergewinnung und als Kardinalpunkte zahlreicher Wanderwege. Besonders die Quelfassungen, aber auch das Aufstauen zu Fischteichen, Wegebaumaßnahmen, die mechanische Belastung der Quellbereiche und Nadelholzaufforstungen, die durch ihre ganzjährige Beschattung und durch fehlendes Falllaub zur negativen Veränderung und zur Versauerung der Quellen beitragen, führten in den letzten Jahrzehnten in vielen Fällen zu Konfliktsituationen mit den Biotopfunktionen der Quellen (SELGERT & HAHN, 1999).

Naturnahe Quellen selbst sind im Pfälzerwald daher selten. Nur knapp 20% der im Rahmen der Quellkartierungen seit den 1990er Jahren erfassten Quellen können noch als unbeeinträchtigt gelten (FIEDLER-WEIDMANN & HAHN, 1996). Dabei gilt der Pfälzerwald auf Grund der hydrogeologischen Eigenschaften des Buntsandsteins mit hohem Wasserspeicher- und Wasserrückhaltevermögen als wasserreich (SCHINDLER, 2000). SCHINDLER berechnet ausgehend von Daten des Landesamts für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz eine Quelldichte von etwa 1,3 Quellen/km² im Pfälzerwald, schätzt die tatsächliche Quelldichte mit Kleinstquellen aber etwa um den Faktor 10 höher ein. Zwar ist die Quelldichte im Pfälzerwald im Vergleich zu anderen Gebieten eher gering, bedingt durch die hohe Grundwasserneubildungsrate sind die quellbiotopwichtigen Quellschüttungen im Pfälzerwald aber um den Faktor 10 höher als beispielsweise im Tonschiefer, der in Rheinland-Pfalz häufig zu finden ist (Hunsrück, z.T. auch Eifel und Westerwald).

Quellen eignen sich auf Grund ihrer Lage zwischen Grundwasser und Fließgewässer als Ansatzpunkt der Grundwasserüberwachung von Einzugsgebieten (SELGERT & HAHN, 1999). Als Einflussfaktoren auf die Quellwasserqualität gelten Klima, geologisches Ausgangssubstrat, Umfeld- und Landnutzungsbedingungen (RAGNO *et al.*, 2007), so dass Quellen Spiegel ihrer Einzugsgebiete darstellen. Sowohl floristische als auch faunistische Elemente können neben ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung, zusätzlich zu hydrochemischen Messungen, als Bioindikatoren für die „Quellgüte“ dienen (TRÖGER, 2000). Die Abhängigkeit der biotischen Ausstattung von Quellen von deren abiotischen Charakteristika wurde bereits in einigen Studien untersucht. Neben dem Einfluss chemischer Parameter auf die Quellfauna (GLAZIER, 1991; ORENDT, 2000; HAHN, 2000; HOFFS-

TEN & MALMQUIST, 2000) werden auch die Substratzusammensetzung (HAHN, 2000), Mikroklima (FISCHER, 1996) und die Quellschüttung (HOFFSTEN & MALMQUIST, 2000, SMITH & WOOD, 2002, VON FUMETTI *et al.*, 2006) als bestimmende Faktoren der tierischen Besiedlung von Quellen beschrieben. Meist basieren diese Ergebnisse jedoch auf einmaligen Erhebungen, in denen interannuelle und saisonale Schwankungen nicht abgebildet werden können.

Erste wissenschaftliche Untersuchungen und Kartierungen rheinland-pfälzischer Quellbiotope wurden 1996 durch FIEDLER-WEIDMANN & HAHN und 2000 durch SCHINDLER im Biosphärenreservat Pfälzerwald durchgeführt. Daran schlossen sich Untersuchungen für das gesamte Land Rheinland-Pfalz an, die eine erste Übersicht über die Quellen und deren Gefährdungssituation im Land ermöglichten (SCHINDLER & HAHN, 2000). Im Quelltypenatlas Rheinland-Pfalz (SCHINDLER, 2002) sind ebenfalls naturnahe Quellen des Pfälzerwaldes enthalten, eine größere Kartierung erfolgte zusätzlich im Süden (SCHINDLER *et al.*, 2002). Eine Dissertation zum Thema fasst diese Daten zusammen und ergänzt weitere Quellen (SCHINDLER, 2005). Insgesamt dürften allerdings weniger als 10% der Quellen im Pfälzerwald wissenschaftlich untersucht sein.

Seit 2004 werden die Untersuchungen im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz im Rahmen eines Quellenmonitorings an 30 repräsentativen Waldquellen im deutschen Teil des Biosphärenreservats Pfälzerwald-Voges du Nord weitergeführt. Dort werden in regelmäßigen Abständen hydrochemische Parameter, Flora und Makrozoobenthos an den Quellstandorten erfasst.

Kernaufgaben der UNESCO Biosphärenreservate sind neben dem Gebietsschutz die Erforschung der für die nachhaltige Entwicklung der Modellregion wichtigen Grundlageninformationen und das Monitoring der Gebietsentwicklung (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2008). Das Monitoring dient zum einen im Rahmen der ökosystemaren Umweltbeobachtung als Grundlage zur Wahrnehmung und Quantifizierung stattfindender Entwicklungen, wie z.B. der klimatischen Veränderung und zum anderen der Evaluation durchgeführter Maßnahmen.

Vorrangiges Ziel der vorliegenden Studie ist die Untersuchung und Zusammenfassung der bisherigen Ergebnisse des Quellenmonitorings im Pfälzerwald nach folgenden Fragestellungen:

- (i) Lässt sich ein direkter Zusammenhang zwischen Struktur und Hydrochemie einerseits und floristischen und faunistischen Artenvorkommen andererseits bei den untersuchten Quellen feststellen?
- (ii) Inwieweit spiegelt sich die Zonierung des Biosphärenreservats (Kernzone, Pflegezone, Entwicklungszone) mit unterschiedlichen Waldnutzungen bereits in Struktur, Hydrochemie und Artenvielfalt der untersuchten Quellen wider?

- (iii) Ist eine Entwicklungstendenz der strukturellen, hydrochemischen und faunistischen Parameter von 2004 bis 2010 zu beobachten?

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Der Pfälzerwald gilt mit seinen rund 1170 km² als eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Deutschlands. Das südwestdeutsche Mittelgebirge erreicht an der Kalmit mit 673 m ü.NN seinen höchsten Punkt und ist geprägt von den bis zu 500 m mächtigen Buntsandsteinschichten, die an vielen Stellen in Form charakteristischer Felsformationen an die Oberfläche treten (GEIGER *et al.*, 1987). Zwischen den einzelnen nährstoffarmen Sandsteinschichten sind tonreichere Schichten eingelagert, die häufig als Quellhorizonte dienen (GEIGER *et al.*, 1987). Das Grundwasser des Buntsandsteins ist durch hohe Sauerstoffgehalte, geringe elektrische Leitfähigkeit, geringe Wasserhärte und eingeschränkte Pufferkapazität gekennzeichnet (HAHN, 1996). Bei Jahresmitteltemperaturen von 7 bis 10°C fallen je nach Höhe und orographischer Lage zwischen 550 und 950 mm Niederschlag im Jahr.

2.2 Auswahl der Quellen

Kriterien für die Auswahl der Quellen des Monitorings waren eine flächige Verteilung über das Untersuchungsgebiet und eine repräsentative Abbildung naturraumtypischer Eigenschaften der Morphologie, des Quelltyps und der Umfeldstrukturen. Generell wurden Quellen ausgewählt, die gleichermaßen für ein Monitoring der Hydrochemie, der Flora und der Fauna geeignet sind. Von knapp 300 kartierten Quellen im Pfälzerwald wurden jeweils zehn Quellen in Kernzone, Pflegezone und Entwicklungszone des Biosphärenreservats ausgewählt, davon die eine Hälfte nadelwald-, die andere Hälfte laubwalddominiert (Abb. 1, Tab. 1).

Im Mischwald gelegene Quellen wurden entsprechend ihrem Anteil entweder zu den Laub- oder zu den Nadelwaldquellen gerechnet (Grenze bei 50%). Überwiegend wurden ungefasste Quellen ausgewählt, um Überlagerungen durch direkte anthropogene Störungen auf Quellstruktur, Hydrochemie und Quellzoozönose zu minimieren. Bei SCHINDLER (2005) zeigte sich, dass sehr alte und verfallene Fassungen geringen Ausbaurzustandes praktische keine Störfunktion (für die Fauna) mehr haben, so dass solche Quellen ebenfalls berücksichtigt wurden.

Innerhalb jeder der drei Zonen des Biosphärenreservats wurden jeweils eine naturnahe Quelle mit möglichst unversauertem Zustand, naturnahem Waldumfeld und keinem bzw. geringen Umfeldnutzungen als Referenzquelle definiert (Tab. 1, Abb.2).

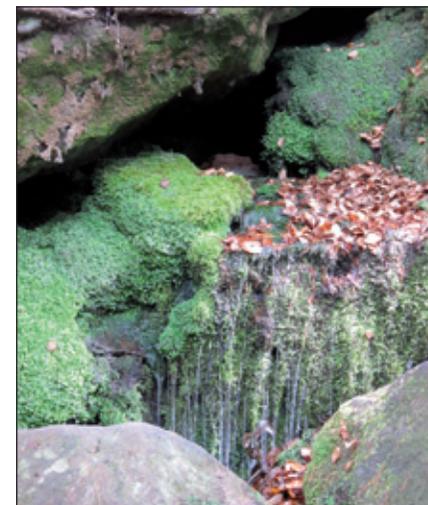
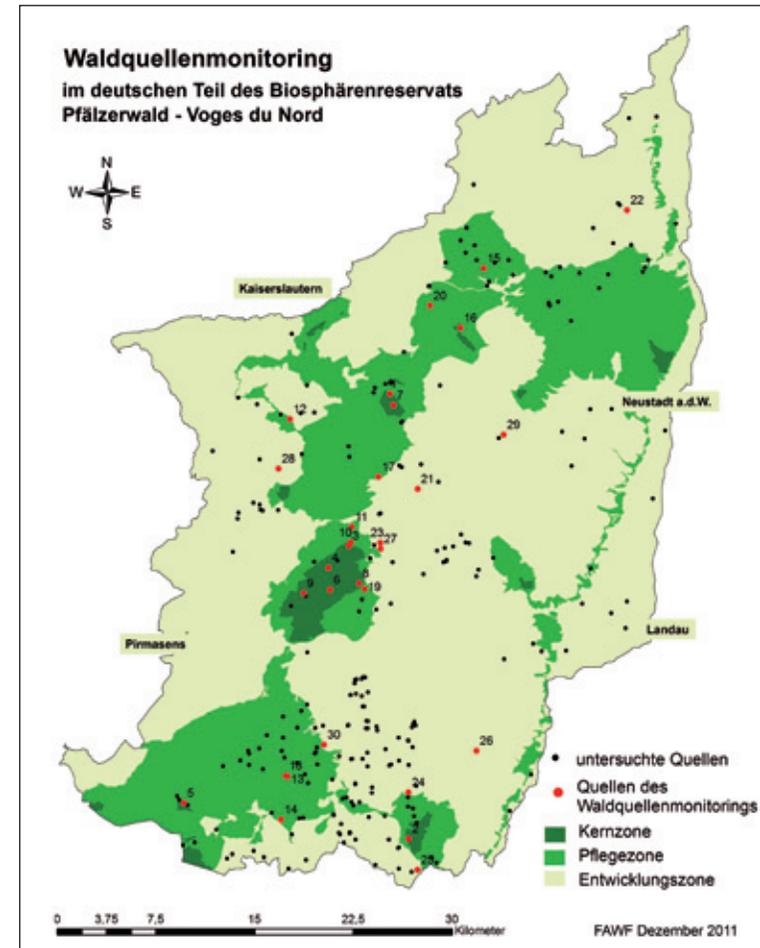


Abb. 1 : Lage der untersuchten Quellen im Biosphärenreservat.

Abb. 2 : Foto einer naturnahen Sturzquelle (Glasbachtal bei Frankenstein, Nr. 15. H. Schindler, 28.11.11).

Nr	Name der Quelle	Quellentyp	Zonierung	Höhe	Exposition	Lage	Waldtyp	Strukturbewertungskategorie	pH-Wert	Temperatur [°C]	Quellschüttung [l/s]	Fauna-Werteklasse
1	Enkenbach oben	R	Kernzone	470	SW	Mittelhang	Laubwald	naturnah	4,3	9,4	0,2	quellverträglich
2	Bocksbach	R	Kernzone	301	S	Oberhang	Laubwald	naturnah	5,7	9,8	2	quellverträglich
3	Gamswoog	R	Kernzone	395	SW	Hangfuß	Laubwald	geschädigt	5,8	8,6	2,5	quellverträglich
4	Klopfholz	R	Kernzone	310	NO	Hangfuß	Laubwald	geschädigt	6,4	9,1	0,5	quellverträglich
5	Mummelsee	R	Kernzone	240	NO	Hangfuß	Laubwald	naturnah	6,3	9,3	0,1	quellverträglich
6	Scheidbach	R	Kernzone	290	W	Mittelhang	Nadelwald	mäßig beeinträchtigt	6,2	9,1	3	quellverträglich
7	Enkenbach Mitte	R	Kernzone	350	S	Hangfuß	Nadelwald	bedingt naturnah	5,3	8,8	2	quellverträglich
8	Quelle am Franzosenstein	R	Kernzone	365	SO	Mittelhang	Nadelwald	naturnah	5,7	8,9	0,3	bedingt quelltypisch
9	Quelle obere Sägwog	R	Kernzone	300	N	Mittelhang	Nadelwald	mäßig beeinträchtigt	6	8,2	0,3	bedingt quelltypisch
10	Quelle ober. Gamswoog	R	Kernzone	405	W	Oberhang	Nadelwald	mäßig beeinträchtigt	5,5	8,7	0,05	(sehr quellfremd)
11	Christelbrunnen	R	Pflegezone	466	W	Oberhang	Laubwald	naturnah	5,2	8,4	1,8	quelltypisch
12	Quelle Eingang Karlstal	R	Pflegezone	310	N	Hangfuß	Laubwald	naturnah	5,8	8,9	7,5	quelltypisch
13	Kreuzborn	R	Pflegezone	305	NW	Oberhang	Laubwald	naturnah	6,1	9,2	0,2	quellverträglich
14	Quelle im unt. Hammental	L	Pflegezone	221	N	Hangfuß	Laubwald	mäßig beeinträchtigt	5,7	8,9	5	quelltypisch
15	Quelle bei Diemerstein	R	Pflegezone	270	S	Mittelhang	Laubwald	naturnah	6,4	9,2	4,5	bedingt quelltypisch
16	Ungerbrunnen	R	Pflegezone	270	N	Hangfuß	Nadelwald	naturnah	5,9	8,8	5	bedingt quelltypisch
17	Quelle im Erlenbachtal	R	Pflegezone	450	O	Mittelhang	Nadelwald	bedingt naturnah	5,5	8,2	2	bedingt quelltypisch
18	Illisbrunnen	R	Pflegezone	260	W	Mittelhang	Nadelwald	mäßig beeinträchtigt	5,7	9,7	2,8	quellverträglich
19	Quelle Meisenhalde	R	Pflegezone	390	W	Mittelhang	Nadelwald	naturnah	5,1	8,8	0,3	quellverträglich
20	Sindelsquelle	R	Pflegezone	300	N	Hangfuß	Nadelwald	bedingt naturnah	5,3	9,4	0,3	quellverträglich
21	Großer Jägerbrunnen	R	Entwicklungszone	430	SO	Mittelhang	Laubwald	naturnah	5,3	8,9	3,5	bedingt quelltypisch
22	Quelle im Langental	H	Entwicklungszone	340	W	Hangfuß	Laubwald	bedingt naturnah	5,8	10,2	0,1	quellverträglich
23	Warzloch-brunnen	R	Entwicklungszone	370	W	Mittelhang	Laubwald	naturnah	5,5	9,1	2,3	quellverträglich
24	Quelle am Portzbach	L,R	Entwicklungszone	214	SO	Hangfuß	Laubwald	naturnah	6,7	10,1	0,8	quellfremd
25	Quelle Radweg Bobenthal	R	Entwicklungszone	206	O	Mittelhang	Laubwald	naturnah	6,1	7,8	0,1	bedingt quelltypisch
26	Quelle im Wüstental	L	Entwicklungszone	287	S	Hangfuß	Nadelwald	geschädigt	6,2	9,7	0,2	quellverträglich
27	Quelle westlich Eiterberg	R	Entwicklungszone	350	SW	Hangfuß	Nadelwald	bedingt naturnah	6,3	8,9	0,5	bedingt quelltypisch
28	Hermersbrunnen	R	Entwicklungszone	360	S	Mittelhang	Nadelwald	geschädigt	5,2	9,1	2,5	quellverträglich
29	Forsthaus Siebenteil	R	Entwicklungszone	250	O	Mittelhang	Nadelwald	mäßig beeinträchtigt	5,3	9,1	0,3	quellverträglich
30	Quelle Dodos Reiterei	R	Entwicklungszone	244	NW	Tal	Nadelwald	geschädigt	5,9	8,4	0,1	quellfremd

(R = Rheokrene/Sturzquelle; H = Helokrene/Sickerquelle; L = Limnokrene/Sickerquelle; L = Limnokrene/Tümpelquelle)

Tab. 1 : Im Rahmen des Quellenmonitorings im Biosphärenreservat Pfälzerwald untersuchte Quellen und ihre Charakteristika (Messwerte beziehen sich auf die Aufnahmen in 2009/10, die drei Referenzquellen sind fett gedruckt).

2.3 Struktur

Zur Charakterisierung der Quellstruktur erfolgte eine Aufnahme der Morphologie und Umfeldnutzung mit Gefährdungs- und Schädigungslage in Form einer Quellstruktur-gütebewertung der einzelnen Quellen im Frühjahr 2004 und 2010. Als geomorphologische Quelltypen wurden Sturzquellen (Rheokrene), Sickerquellen (Helokrene) und Tümpelquellen (Limnokrene) nach THIENEMANN (1924) unterschieden. Für die Aufnahme von Struktur und Umfeld kam ein von SCHINDLER (2005) entwickelter Erfassungsbogen zum Einsatz, der folgende quellökologisch bedeutsame Parameter bewertet: Fassung/Verbau, Vegetation, Nutzung, Struktur sowie Gesamteindruck des Kartierers. Die Quellen werden nach dem Verfahren in fünf Bewertungsklassen eingeteilt, die alle Strukturparameter integrieren und die Naturnähe einer Quelle angeben. Die Berechnung des Bewertungsergebnisses erfolgt nach dem entsprechenden Bewertungsverfahren (vgl. SCHINDLER, 2005), indem für jede Quelle über Schad- und Wertparameter ein integrativer Wert berechnet wird. Als Substrattypen wurden Fels, Steine, Kies, Sand, Feinmaterial, Wurzeln, Totholz, Gefäßpflanzen, Moospolster, Falllaub und Detritus und deren Vorkommen (nicht vorhanden, gering, mäßig, viel) aufgenommen.

Geologisch bedingt sind die meisten Quellen im Pfälzerwald und auch 85% der hier untersuchten Quellen dem morphologischen Quelltyp „Sturzquelle“ zuzuordnen. Daher ist eine statistische Auswertung mit Quelltyp als Differenzierungsmerkmal mit den vorhandenen Daten nicht sinnvoll. Als wesentliches Charakterisierungsmerkmal wurde stattdessen die Lage der Quelle am Hang gewählt (Oberhang, Mittelhang, Hangfuß, Tal). Die Lage am Hang entscheidet wesentlich über die Verweildauer des Wassers im Boden und damit die hydrochemische Beschaffenheit des Grund-/Quellwassers am Austritt. Während bei Oberhangquellen mit einer geringeren Verweildauer des Wassers im Boden und damit einhergehendem geringerem Neutralisationsgrad versauerten Niederschlagswassers zu rechnen ist, spiegelt sich die längere Verweildauer des Wassers in tieferen Grundwasserstockwerken bis zum Austritt in Hangfuß- und Talquellen für gewöhnlich in höheren pH-Werten wider (FIEDLER-WEIDMANN & HAHN, 1996).

2.4 Hydrochemische Parameter

Die Aufnahme hydrochemischer und physikalischer Quellparameter erfolgte an den ausgewählten Quellen im Dezember 2004 und im November 2009. Die Messung von Quellschüttung [$l \cdot s^{-1}$], Wassertemperatur [°C], pH-Wert und Sauerstoffgehalt [$mg \cdot l^{-1}$] erfolgte ebenso wie die Ansprache von Färbung, Trübung und Geruch direkt im Gelände. Weitere hydrochemische Parameter wie Calcium-, Magnesium-, Aluminium- und Nitratgehalte wurden anhand von dauerhaft gekühlten Quellwasserproben im Labor analysiert.

Da die hydrochemischen Parameter zeitlich unabhängig von den floristischen und fau-

nistischen Erhebungen erfasst wurden, etliche Parameter jedoch größeren saisonalen Schwankungen unterliegen, wird auf eine kombinierte Auswertung der verschiedenen Datensätze verzichtet. Es erfolgt nur eine Analyse der zeitlichen Entwicklung der hydrochemischen Parameter und ihrer möglichen Kopplung zu weiteren Standortparametern wie Hanglage, Höhe über NN, Waldtyp und Zone. Für die kombinierten multikriteriellen Auswertungen von Flora, Fauna und Hydrochemie werden die im Rahmen der faunistischen Erhebung ebenfalls aufgenommenen Werte von pH-Wert und Quellschüttung genutzt. Zur Unterscheidung saurer und weniger saurer Quellen wird ein Grenzwert von pH 5,5 festgelegt, wie er auch in anderen Studien genutzt wird (z.B. TRÖGER, 1998). Bei pH-Werten unter pH 5,5 zeigt sich eine starke Zunahme des Aluminiumgehaltes im Quellwasser, da das Silikatpuffersystem bereits erschöpft ist und mit dem Übergang zum Austauschpuffer Aluminium frei wird (HOFFMANN, 1992). Gleichzeitig geht ab pH-Werten < 5,5 die faunistische Artenvielfalt deutlich zurück (SCHINDLER, 2005).

2.5 Flora

Die (Quell)-Vegetation der ausgewählten Quellen wurde im (Spät-)Sommer 2004 und im Frühjahr 2005 untersucht. Damit wurde das gesamte Artenspektrum abgedeckt und die jahreszeitlich maximale Deckung besonders der Gefäßpflanzen erkennbar. Die Quellen und ihre Abläufe wurden von oben nach unten in Abschnitte eingeteilt, die sich aus Standort-Diskontinuitäten ergaben. Der erkennbare Quell-Einfluss ist bei den einzelnen Quellen unterschiedlich weit nach unten ausgeprägt. Dementsprechend variieren die bearbeiteten Fließstrecken zwischen 8 und 100 m Länge. Erfasst wurden Arten der Gefäßpflanzen, der Moose, der Rotalgen, der Flechten und der Pilze.

2.6 Fauna

Die Beprobung der Quellen erfolgte im Frühjahr und Herbst 2004 und im Frühjahr 2010. Aus Gründen der Übersicht erfolgte eine bewusste Reduzierung auf die aquatische Makrofauna im Sinne von SCHMEDTJE & COLLING (1996), terrestrisch-hygrophile Taxa wurden nicht berücksichtigt. Die Tiere wurden, i.d.R. mit dem Substrat, mit Hilfe eines Siebes der Maschenweite 1 mm entnommen, in fließendem Wasser ausgesiebt, in eine Weichschale überführt und ausgezählt. Das Substrat im Sieb bzw. in der Weichschale wurde mit einer feinen Federstahl-Pinzette nach Tieren durchsucht. Es wurde insbesondere darauf geachtet, dass bei möglichst geringer Biotopstörung alle Substrattypen erfasst wurden (Fels, Steine, Sand, Schlamm, Algen, Moospolster, Falllaub, submerse Vegetation und Uferbewuchs). Steine wurden abgesucht und festsitzende Tiere per Hand mit einer Pinzette aufgenommen. Neben Kescherzügen in der Vegetation wurden Pflanzen im Wasserkescher ausgespült. In mittelkörnigem Substrat kam die Kick-Sampling-Methode zur Anwendung (SCHWOERBEL, 1994).

Die Zahl der Kescherzüge pro Substrat richtete sich nach dem geschätzten Anteil des Substrates an der Quelle. Falllaubstapel und Moospolster wurden aussortiert und nach dem Überführen in die Weichschale genauer untersucht.

Die Beprobung erfolgte nach der Zeitsammelmethode. Die durchschnittliche Sammelzeit pro Quelle betrug ca. 40-50 Minuten. Die Suche wurde erst abgebrochen, wenn für ca. 5-10 Minuten keine neue Art mehr gefunden wurde. Die Häufigkeiten der jeweiligen Organismen an der Probestelle wurden vor Ort geschätzt, die Taxa vor Ort oder im Labor bestimmt. Die Probennahme erfolgte vom direkten Quellaustritt bis ca. 15 bis maximal 50 m Bach abwärts und richtete sich vor allem nach dem Quelltyp. Stark schüttende Sturzquellen wurden auf längerer Fließstrecke beprobt, während schwach schüttende Sicker- und Tümpelquellen wegen in Fließrichtung weniger ausgeprägter Quellbedingungen auf kürzerer Fließstrecke beprobt wurden. Nach FISCHER (1996) und SCHINDLER (2005) wurden quellassozierte Arten in Form krenobionter und krenophiler Arten bzw. Taxa differenziert, die ausschließlich in Quellen, Quellausläufen und oberen Quellbächen vorkommen.

Die ökologische Bewertung erfolgte neben dem Strukturbewertungsverfahren (siehe oben) über das faunistische Verfahren nach FISCHER (1996). Dabei wird jeder Art eine ökologische Wertzahl (ÖWZ) zugewiesen. Die ökologischen Wertezahlen wurden von FISCHER (1996) übernommen und nach aktuellen Daten überarbeitet. Hierzu wurde vor allem SCHMEDTJE & COLLING (1996) herangezogen. Die ökologische Wertesumme einer Quelle wird, vergleichbar anderen faunistischen Indices, nach folgender Formel berechnet:

$$\text{ÖWS} = \sum_{i=1}^n \text{ÖWZ}_i * \text{HK}_i / n$$

Hierbei sind n die Anzahl der indizierten Taxa und HK die Häufigkeitsklasse nach den Richtlinien der GESELLSCHAFT FÜR QUELLÖKOLOGIE UND QUELLSCHUTZ (1993). Der Buchstabe i bezieht sich auf das i-te Taxon. Die Beziehung zwischen der ökologischen Wertesumme und den Werteklassen ist in Tabelle 2 dargestellt.

Ökol. Wertesumme	Werteklasse
> 20,0	quelltypisch
15,0 – 19,9	bedingt quelltypisch
10,0 – 14,9	quellverträglich
5,0 – 9,9	quellfremd
< 5,0	sehr quellfremd

Tab. 2 : Beziehung zwischen ökologischer Wertesumme und Werteklassen (FISCHER, 1996).

2.7 Statistische Auswertung

Die Datenreihen wurden mittels Kolmogorov-Smirnov-Test auf ihre Normalverteilung getestet. Intervallskalierte nicht normalverteilte oder ordinalskalierte Datensätze wurden mit dem U-Test nach Mann & Whitney ausgewertet.

Die hierarchische Clusteranalyse wurde mittels Ward-Methode, quadriertem euklidischen Abstandsmaß und Z-Wert Standardisierung ausgeführt. Bei signifikanten Interkorrelationen mit $R \geq 0,3$ zwischen einzelnen Parametern wurden die entsprechenden Parameter von der Analyse ausgeschlossen.

Da sich von Einzelbeobachtungen keine Regelmäßigkeiten ableiten lassen, wurde bei Untersuchungen zum Einfluss der Hanglage auf andere Quellparameter die einzige Talquelle (Quelle Nr. 30) zwar graphisch abgebildet, nicht jedoch bei statistischen Auswertungen berücksichtigt.

Alle statistischen Auswertungen wurden in PASW Statistics 18 durchgeführt. Soweit nicht anders erwähnt, bezieht sich das Signifikanzniveau auf eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$.

3. Ergebnisse

3.1 Struktur

Die Quellschüttung der 30 untersuchten Quellen ist bei einem Median von $0,5 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ geringer als der Durchschnitt aller bislang untersuchter Quellen im Pfälzerwald (Median $3 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ (SCHINDLER, 2005)). Es besteht kein signifikanter Zusammenhang zur Hanglage (Abb. 3) oder zur Bestockung des Quellumfeldes (Laub- oder Nadelwald).

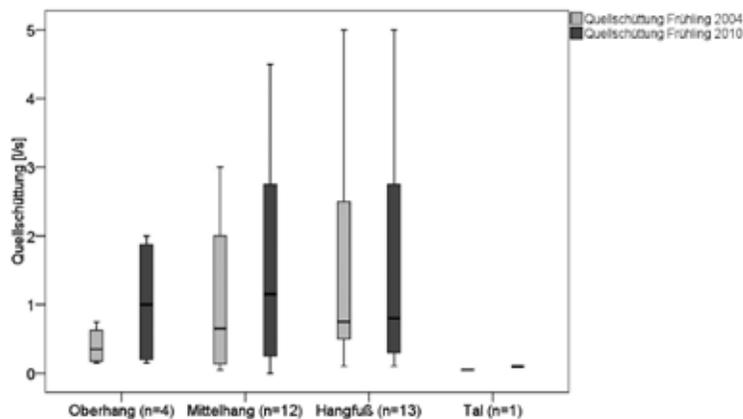


Abb. 3 : Darstellung der Quellschüttung [$\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$] entsprechend der Quelllage am Hang.

Als mittlere Wassertemperatur wurden $8,3^\circ\text{C}$ gemessen. Die elektrische Leitfähigkeit schwankt zwischen $4,8$ und $16,0 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ auf insgesamt niedrigem Niveau. Die gemessenen pH-Werte liegen zwischen $4,5$ und $6,7$. 2004 wurde an 16 Quellen ein pH-Wert kleiner $5,5$ gemessen, 2010 an 14 Quellen. Die Säurekapazität ist mit einem Mittelwert von $0,14 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$ entsprechend niedrig, ebenso wie die Calcium- und Magnesiumgehalte. Nitrat ist ebenfalls nur in geringem Umfang vorhanden (Tab. 3).

	Maßeinheit	arithmetischer Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
Quellschüttung	$\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$	Median = 0,5		0,05	7,5
Wassertemperatur	$^\circ\text{C}$	8,3	1,1	5,0	10,2
elektrische Leitfähigkeit	$\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$	8,6	2,4	4,8	16,0
Sauerstoff	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	7,2	2,1	3,7	11,5
pH-Wert		Median = 5,5		4,5	6,7
Säurekapazität	$\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$	Median = 0,05		0,05	1,0
Calcium	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	6,2	2,3	2,6	13,0
Magnesium	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	2,1	1,0	1,0	5,7
Sulfat	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	16,0	6,3	2,9	33,6
Nitrat	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Median = 3,1		0,3	26,0

Tab. 3 : Statistik ausgewählter hydrophysikalischer und -chemischer Parameter bei den Messungen 2004 und 2009/10.

Es besteht eine starke, signifikant negative Korrelation zwischen pH-Wert und Höhe über NN ($R^2=0,444$), jedoch nur eine schwache signifikante Korrelation zwischen pH-Wert und Hanglage ($R^2=0,139$). Die pH-Mittelwerte unterscheiden sich weder aufgrund ihrer Lage am Hang signifikant voneinander (Abb. 4), noch auf Grund der umgebenden Bestockung (Laub- oder Nadelwald, Abb. 5). Allerdings zeigt Abbildung 5, dass Nadelwaldquellen im Mittel saurer als Laubwaldquellen und Hangfußquellen neutraler als Ober- und Mittelhangquellen sind. Ein Zusammenhang zwischen pH-Wert und Zonierung war nicht nachweisbar, auch konnte keine signifikante Änderung im pH-Wert zwischen 2004 und 2010 festgestellt werden.

Der pH-Wert ist signifikant negativ mit dem Aluminiumgehalt ($R^2=0,324$) bzw. signifikant positiv mit der Säurekapazität ($R^2=0,285$) korreliert. Ebenso ist die Leitfähigkeit signifikant positiv mit den Magnesium- ($R^2=0,638$) und Calciumgehalten ($R^2=0,785$) korreliert.

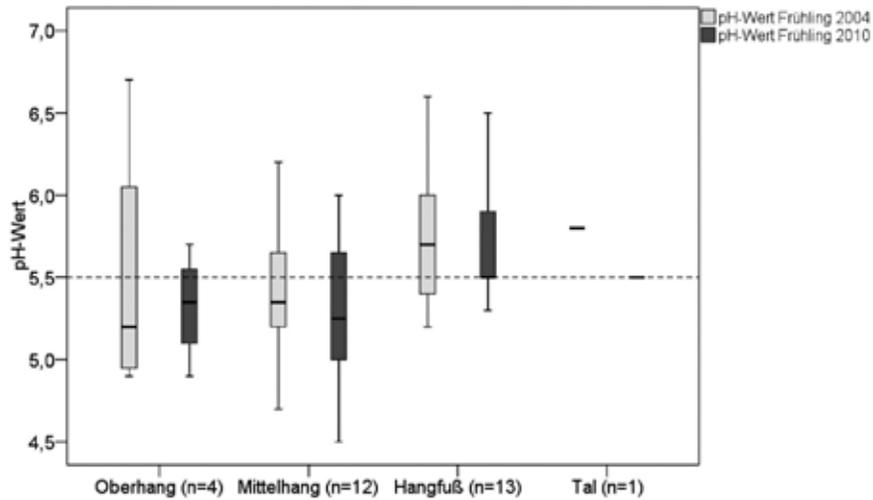


Abb. 4 : Darstellung der gemessenen pH-Werte entsprechend der Quelllage am Hang.

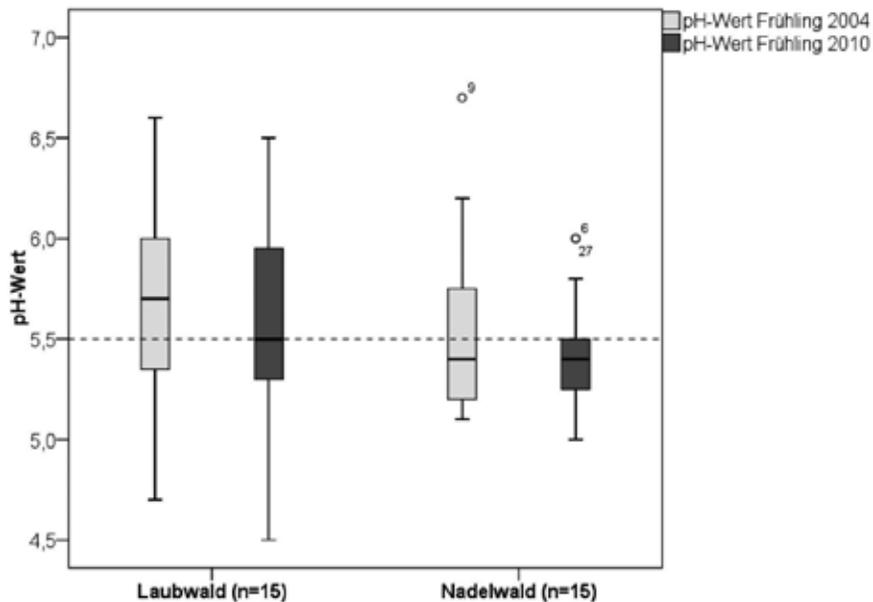


Abb. 5 : Darstellung der gemessenen pH-Werte entsprechend der Bestockung des Quellumfeldes.

Substrattyp	Häufigkeit
Totholz	28
Sand	27
Moospolster	27
Detritus/org. Schlamm	26
Fallaub	24
Steine	21
Fels/Blöcke	19
Pflanzen	17
Kies/Schotter	16
Feinmaterial	14
Wurzeln	4

Tab. 4 : Häufigkeit der kartierten Substrattypen in den Quellen.

Die Verteilung der Quellen auf die Lage am Hang ist bei Laub- und Nadelwaldquellen vergleichbar. Zwischen 2004 und 2010 fanden zwar keine Waldumbaumaßnahmen in Beständen statt, in denen sich ausgewählte Quellen befinden, so dass es bei der Kategorisierung Laubwald-/Nadelwaldquellen zu keiner Änderung kam, im Einzelfall wurde jedoch stärker aufgelichtet.

Die Quellbereiche sind vom Vorkommen verschiedener Substrattypen geprägt. Im Mittel wurden 8 Substrattypen kartiert (3 bis 11, Standardabweichung 1,9). Am häufigsten waren dabei die Kategorien Totholz, Sand, Moospolster und Detritus anzutreffen (Tab. 4).

Der Falllaubanteil war bei in Laubholzbeständen gelegenen Quellen deutlich höher als in Quellen im Nadelwald.

Nach der Kategorisierung der Quellstrukturbewertung nach SCHINDLER (2005) wurden 2010 46% der Quellen als naturnah, 17% als bedingt naturnah, 20% als mäßig beeinträchtigt und 17% als geschädigt eingestuft. Damit wurden 2010 insgesamt vier Quellen um eine oder zwei Kategorien schlechter bewertet als 2004, da es Beeinträchtigungen durch Holzerntemaßnahmen bzw. durch touristischen Ausbau gab.

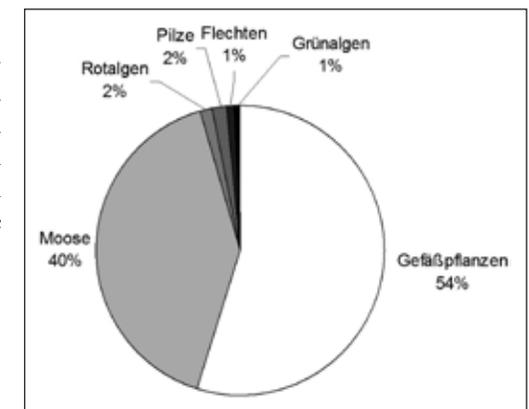
Ein Zusammenhang zwischen der Strukturbewertung und der Zonierung war nicht nachweisbar.

Ein Zusammenhang zwischen der Strukturbewertung und der Zonierung war nicht nachweisbar.

3.2 Flora

Bei den Aufnahmen 2004/2005 wurden insgesamt 196 Arten kartiert. Davon waren 108 Arten den Gefäßpflanzen zuzuordnen, 80 den Moosen und je drei den Rotalgen und den Pilzen. Zwei Arten fielen in die Klasse der Flechten und eine in die der Grünalgen (Abb. 6).

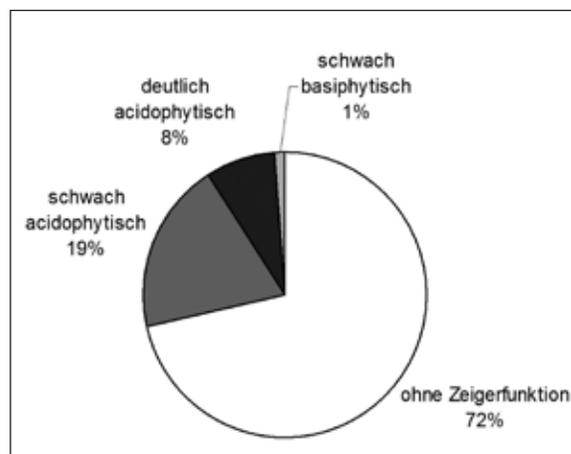
Abb. 6 : Anteil der systematischen Pflanzengruppen an den an Quellen und obersten Quellbächen kartierten Arten.



Mit größter Stetigkeit wurde dabei an 29 der 30 Quellen das Schwanenhals-Sternmoos (*Mnium hornum*) kartiert, das ohne besondere Quellbindung in kalkfreien, nährstoffärmeren Wäldern Mitteleuropas weit verbreitet ist. Ebenfalls an mehr als 20 Quellen vorgefunden wurden die Arten: Gemeines Beckenmoos (*Pellia epiphylla*), Gemeiner Frauenfarn (*Athyrium filix-femina*), Gewelltes Spaten-Lebermoos (*Scapania undulata*), Wald-Sauerklee (*Oxalis acetosella*), Winkel-Segge (*Carex remota*) und Punktirtes Sternmoos (*Rhizomnium punctatum*), fast alles weit verbreitete Arten frischer bis nasser Standortverhältnisse ohne spezifische Quellbindung. Einzig die Winkelsegge weist eine, wenngleich auch schwache, Quellbindung auf.

Auf der Roten Liste der gefährdeten Arten Deutschlands oder Rheinland-Pfalz (LUDWIG & SCHNITTLER, 1996; LUWG, 2006) aufgeführt und bei den Kartierungen erfasst wurden (Gefährdungsstufe in Klammern; ohne Arten der Vorwarnliste) drei Gefäßpflanzen: *Circea alpina* (4), *Osmunda regalis* (2) und *Potamogeton polygonifolius* (3), zehn Moosarten: *Geocalyx graveolens* (3), *Hookeria lucens* (3), *Jungermannia obovata* (R), *Philonotis caespitosa* (3), *Plagomnium ellipticum* (3), *Riccardia multifida* (3), *Riccardia palmata* (3), *Sphagnum papillosum* (3), *Sphagnum quinquefarium* (3) und *Trichocolea tomentella* (3), zwei Flechtenarten: *Verrucaria funkii* (2) und *Verrucaria hydrela* (2) und ein Schlauchpilz: *Mitrella paludosa* (3). Alle drei Rotalgenarten sind ebenfalls gefährdet (KNAPPE *et al.*, 1996).

Von den vorkommenden Arten sind folgende pflanzensoziologisch den Quellfluren zuzuordnen: *Chrysosplenium oppositifolium*, *Epilobium obscurum* und *Stellaria alsine*; sowie als schwächere Charakterarten: *Cardamine flexuosa*, *Carex remota*, *Chrysosplenium alternifolium*, *Fontinalis antipyretica* und *Galium palustre* (WOLFF, 1999); andere sind stete Begleiter der Quellfluren. Daneben sind Elemente der Wasserpflanzengesellschaften, Wälder und Nasswiesen vertreten.



Von den insgesamt 196 vorgefundenen Arten haben 31 Gefäßpflanzen, 23 Moose und eine Rotalge eine ausreichend enge Amplitude bezüglich des Säuregehalts des Wassers, um als Zeigerarten genutzt werden zu können: zwei

Abb. 7: Anteil der Arten mit Zeigerfunktion an der Gesamtzahl (196) der kartierten Arten.

Arten sind schwach basiphytisch, 38 schwach acidophytisch und 16 deutlich acidophytisch (Abb. 7).

Die Daten liefern keinen Hinweis über einen Zusammenhang zwischen der Gesamtartenzahl oder der Anzahl Bioindikatoren und dem pH-Wert. Dagegen zeigen sich signifikant positive Verhältnisse zwischen dem pH-Niveau < pH 5,5 und der Artenzahl deutlich acidophytischer Arten bzw. zwischen Quellen mit pH-Werten $\geq 5,5$ und der Artenzahl schwach acidophytischer Zeigerarten.

Die Gesamtartenzahl bzw. das Vorkommen an Zeigerarten zeigt keinen statistischen Zusammenhang zu den vorhandenen Substrattypen.

Eine Abhängigkeit der Vegetationszusammensetzung von der Zonierung des Biosphärenreservats lässt sich ebenfalls nicht feststellen.

3.3 Fauna

Bei der Untersuchung der 30 Quellen wurden 2004 insgesamt 90 und 2010 insgesamt 78 Arten bzw. höhere Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen (Tab. 5). Dabei kam es 2010 zu einer signifikanten Abnahme der mittleren Taxazahl gegenüber den Aufnahmen 6 Jahre zuvor. Allerdings wurde 2010 auch auf eine Herbstuntersuchung verzichtet. Insgesamt ergaben sich 29 (2004: 35) quellasoziierte Taxa, davon waren 9 (2004: 15) krenobiont (nur im Eukrenal vertreten) und 20 (2004: 24) krenophil (in Eu- und Hypokrenal vertreten). Die maximale Anzahl quellasoziiertes Taxa (11) wurde in Quelle Nr. 15 erreicht, gefolgt von Quelle Nr. 5 (10 Quelltaxa). Verschmutzungszeiger fehlten sowohl 2004 als auch 2010 fast völlig.

In saurem Quellwasser (pH-Werte < 5,5) ist die gefundene Artenvielfalt (mittlere Taxazahl 12,9) signifikant geringer als in Quellwasser mit pH-Werten > 5,5 (mittlere Taxazahl 15,7).

Hingegen zeigte sich weder 2004 ein signifikanter Unterschied zwischen der mittleren Taxazahl in Laubwaldquellen von 17,6 (Standardabweichung: 3,6) und Nadelwaldquellen von 13,6 (Standardabweichung: 4,8) noch 2010 (mittlere Taxazahl in Laubwaldquellen: 15,5 (Standardabweichung: 5,2) und Nadelwaldquellen 10,5 (Standardabweichung: 4,0)). Auch bei der Betrachtung krenobionter und krenophiler Taxa zeigen sich tendenziell zwar höhere Taxazahlen im Laubwald, die jedoch bei dem geringen Stichprobenumfang statistisch nicht signifikant sind.

In als naturnah bewerteten Quellen finden sich im Mittel mehr Taxa und auch Quelltaxa, als in schlechter eingestuften Strukturbewertungsklassen (Abb. 8). Der Rückgang ist besonders bei den quelltypischen Taxa zu beobachten. Signifikante Unterschiede in der Taxa- und Quelltaxazahl bestehen jedoch nur zwischen den Strukturbewertungsklassen „naturnah“ und „geschädigt“.

Taxon	Rote Liste	Habitatgruppe (quelltypische fett)	ÖWZ	Stetigkeit [n Quellen] 2004	Stetigkeit [n Quellen] 2010
Turbellaria (Strudelwürmer)	-	krenophil	8	25	25
<i>Polycelis felina</i>					
Gastropoda (Schnecken)	3	krenobiont	16	5	6
<i>Bythinella dunkeri</i>					
<i>Galba truncatula</i>	-	krenophil	8	1	1
<i>Gyraulus albus</i>	-	eurytop	1	3	1
Lamellibranchiata (Muscheln)	-	krenophil-rhithrobiont	4	2	4
<i>Pisidium casertanum</i>					
<i>Pisidium personatum</i>	-	krenobiont	16	5	6
<i>Pisidium sp.</i>	-	krenophil	8	8	10
Oligochaeta (Wenigborster)	-	eurytop	1	6	9
<i>Eiseniella tetradra</i>					
Oligochaeta Gen sp.	-	eurytop	1	6	4
Ephemeroptera (Eintagsfliegen)	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	-	1
<i>Baetis sp.</i>					
Crustacea (Krebstiere)	-	saprophil	0,5	2	2
<i>Asellus aquaticus</i>					
<i>Gammarus fossarum</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	8	10
<i>Gammarus pulex</i>	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	-	1
<i>Niphargus sp.</i>	-	krenobiont	16	1	-
Odonata (Libellen)	1	krenophil	8	1	-
<i>Cordulegaster bidentatus</i>					
<i>Cordulegaster sp.</i>	3	krenophil-rhithrobiont	4	1	2
Plecoptera (Steinfliegen)	-	krenophil	8	4	2
<i>Diura bicaudata</i>					
<i>Leuctra nigra</i>	-	krenophil	8	25	24
<i>Leuctra fusca-Grp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	-	1
<i>Leuctra hippopus</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	-	1
<i>Leuctra prima-hippopus intermis-Grp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	-	2
<i>Leuctra prima</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	-	1
<i>Leuctra pseudosignifera</i>	-	krenophil	8	-	1
<i>Leuctra sp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	3	1
<i>Nemoura cf. cambrica</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	2	-
<i>Nemoura cf. cinerea</i>	-	eurytop	1	3	2
<i>Nemoura marginata-Grp.</i>	-	krenophil	8	17	11
<i>Nemourella pictetii</i>	-	krenophil	8	25	21
<i>Protonemura risi</i>	-	krenophil	8	-	1
<i>Protonemura sp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	10	10
<i>Siphonoperla sp.</i>	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	-	3
Heteroptera (Wanzen)	-	nicht indiziert	-	1	1
<i>Gerris sp.</i>					
<i>Mesovelia furcata</i>	-	nicht indiziert	-	3	2
<i>Velia caprai</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	1	-
Coleoptera (Käfer)	-	krenobiont	16	2	1
<i>Agabus guttatus</i>					
<i>Agabus sp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	1	-
<i>Anacaena globulus</i>	-	krenophil	8	6	-
<i>Cyphon sp.</i>	-	nicht indiziert	-	-	2
<i>Elmis latreillei</i>	-	krenophil	8	4	3
<i>Elodes marginata</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	2	1
<i>Elodes minuta-Grp.</i>	-	krenophil	8	1	1
<i>Elodes sp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	3	-
<i>Helophorus sp.</i>	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	2	-
<i>Hydrobius fuscipes</i>	-	eurytop	1	1	-

<i>Hydroporus longulus</i>	3	krenobiont	16	1	1
<i>Hydraena cf. palustris</i>	-	eurytop	1	-	1
<i>Limnebius truncatellus</i>	-	krenophil	8	1	-
Trichoptera (Köcherfliegen)	-	krenophil-rhithrobiont	4	2	2
<i>Agapetus fuscipes</i>					
<i>Agapetus ochripes</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	-	1
<i>Adicella filicornis</i>	3	krenobiont	16	1	-
<i>Adicella sp.</i>	-	krenophil	8	3	-
<i>Beraea maura</i>	-	krenobiont	16	-	1
<i>Baraea sp.</i>	-	krenophil	8	5	6
<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i>	-	krenophil	8	2	2
<i>Chaetopteryx villosa</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	16	15
<i>Chaetopteryx sp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	3	6
<i>Crunoecia irrorata</i>	-	krenobiont	16	23	20
<i>Drusus annulatus</i>	-	krenophil	8	4	6
Drusinae Gen. sp.	-	krenophil-rhithrobiont	4	6	1
<i>Ernodes sp.</i>	-	krenobiont	16	1	-
Goeridae Gen. sp.	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	2	-
Limnephilidae Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	8	3
Limnephilini Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	-	1
<i>Lithax niger</i>	-	krenophil	8	1	-
<i>Micropterna sequax / lateralis</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	-	1
<i>Parachiona picicornis</i>	-	krenobiont	16	1	-
<i>Plectronemia brevis</i>	-	krenophil	8	1	-
<i>Plectronemia conspersa</i>	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	12	12
<i>Plectronemia geniculata</i>	-	krenophil	8	6	5
<i>Plectronemia sp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	13	3
<i>Potamophylax cingulatus</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	11	9
<i>Potamophylax nigricornis</i>	-	krenophil	8	7	4
<i>Potamophylax latipennis / luctuosus</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	3	2
<i>Ptilocolepus granulatus</i>	-	krenobiont	16	4	5
<i>Rhyacophila hirticornis</i>	-	krenophil	8	1	-
<i>Sericostoma (cf.) personatum</i>	-	krenophil	8	10	7
<i>Sericostoma sp.</i>	-	krenophil	8	11	8
<i>Stenophylax vibex</i>	3	krenophil	8	2	-
Trichoptera Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	1	-
Diptera (Zweiflügler)	-	krenophil-rhithrobiont	4	-	1
<i>Berdeniella sp.</i>					
Ceratopogonidae/ Palpomiinae G sp.	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	-	1
<i>Chrironomus sp.</i>	-	nicht indiziert	-	1	-
Chrironomini Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	1	-
<i>Culex sp.</i>	-	nicht indiziert	-	-	1
<i>Dicranota sp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	9	1
<i>Dixa sp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	10	4
<i>Dolichopeza albipes</i>	-	krenophil	8	-	3
<i>Elophila sp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	9	2
Limoniidae Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	1	-
Orthocladiinae Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	15	17
<i>Pedicia rivosa</i>	-	krenobiont	16	2	3
<i>Prodiamesa olivacea</i>	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	1	-
Prodiamesinae Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	1	-
<i>Psychoda / Tinearia sp.</i>	-	nicht indiziert	-	-	1
<i>Ptychoptera sp.</i>	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	1	-
<i>Simulium crenobium</i>	-	krenobiont	16	1	-
<i>Simulium vernum / naturale</i>	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	7	6
<i>Simulium vernum-Grp.</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	8	11
<i>Simulium sp.</i>	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	1	-
Tanypodinae Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	18	12
Tanytarsini Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	9	9
<i>Thaumalea sp.</i>	-	krenobiont	16	3	1
<i>Tipula maxima</i>	-	krenophil-rhithrobiont	4	3	2
Tipulidae Gen. sp.	-	nicht indiziert	-	1	-
<i>Tonoirella cf. pulchra</i>	-	krenobiont	16	-	1
Vertebrata (Wirbeltiere)	V	krenobiont	16	12	16
<i>Salamandra salamandra</i>					
<i>Salmo trutta</i>	-	rhithrobiont err. hygrophil	2	1	1
<i>Rana sp.</i>	-	nicht indiziert	-	1	-

ÖWZ = Ökologische Wertzahl

Tab. 5 : Liste der 2004 und/oder 2010 in den 30 untersuchten Quellen kartierten Taxa.

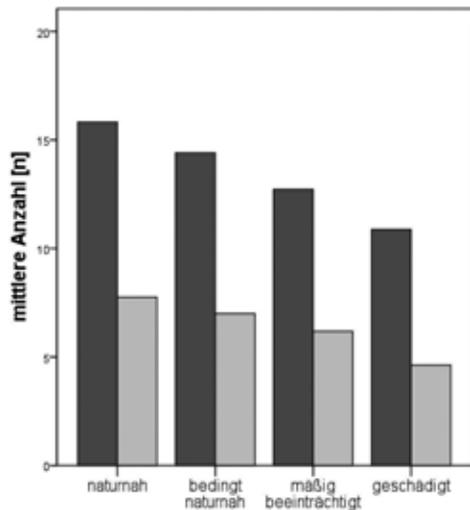


Abb. 8 : Mittlere Anzahl der kartierten Taxa (dunkelgrau) und Quelltaxa (hellgrau) differenziert nach Strukturbewertungsklassen der Aufnahmen 2004 und 2010.

Bei den Aufnahmen 2004 ergibt sich eine schwache ($R^2 = 0,176$) aber signifikant positive Korrelation zwischen Taxazahl und Quellschüttung. Ein statistischer Zusammenhang zwischen der Bewertung der Naturnähe und der Werteklasse der Quellfauna lässt sich aus den Daten jedoch weder im Jahr 2004 noch 2010 erkennen. Allerdings ist die Struktur (Naturnähe) ein Faktor, welcher durch Versauerung überlagert wird (SCHINDLER, 2005).

Zur Anzahl krenobionter Taxa im Jahr 2004 zeigen sich schwache signifikant positive Korrelationen zur Substratanzahl ($R^2=0,213$), zum Substrattyp Wurzeln ($R^2=0,174$) und zum Substrattyp Totholz ($R^2=0,135$). Auch die Anzahl krenobionter Taxa im Jahr 2010 ist signifikant positiv mit der Substratanzahl korreliert ($R^2=0,205$).

Die hierarchische Clusteranalyse gruppiert jene Quellen, die sich in der Ausprägung ihrer Parameter am ähnlichsten sind. Dabei ergeben sich bei den Eingangsparametern Quelltyp, Hanglage, Quellschüttung, pH-Wert, Naturnähestufe und Substrattypen drei klar differenzierbare Cluster (Tab. 6), die, wenngleich auch nicht statistisch signifikant, durch unterschiedliche mittlere Taxazahlen charakterisiert werden können (Abb. 9).

Cluster 3 mit den höchsten Taxazahlen 2010 wird von Quellen mit hoher mittlerer Schüttung, vergleichsweise hohem pH-Wert und einem überdurchschnittlichen Vorkommen der Substrattypen Sand und Pflanzen repräsentiert. Dagegen werden die artenärmeren Quellen des Clusters 1 von geringen mittleren Quellschüttungen und einem pH-Wert im sauren Bereich geprägt. Die mittlere Substratanzahl liegt dabei signifikant unter denen der Quellen der Cluster 2 und 3. Cluster 2 nimmt mit Quellen im Ober- und Mittelhang eine Zwischenstellung zwischen Cluster 1 und 3 ein – sowohl, was die hydrophysikalischen bzw. -chemischen Parameter angeht, als auch bei der mittleren Taxazahl. Derselbe Trend bildet sich auch bei den Aufnahmen 2004 ab.

Insgesamt wurden 7 Rote-Liste-Arten nachgewiesen, davon eine Art der Vorwarnliste. Diese fanden sich bei den Libellen und Köcherfliegen, außerdem waren eine Schnecke, ein Wasserkäfer und ein Wirbeltier (Feuersalamanderlarven) darunter. Fast alle dieser Arten sind krenobiont; so die Larven des Feuersalamanders, die Quellschnecke *Bythinella dunkeri* (kaltstenothermes Glazialrelikt), für die Rheinland-Pfalz besondere

Cluster	n	Hanglage	Quellschüttung	pH-Wert	Substratanzahl	sonstiges
			[l·s ⁻¹]		[n]	
			Median	Median	Median	
			(min – max)	(min – max)	(min – max)	
1	7	Mittel- und Unterhang	0,2 (0,05 – 0,3)	5,4 (4,5 – 5,9)	5 (4 – 8)	sehr geringes Vorkommen der Substrattypen Fels, Stein und Kies, hohes Vorkommen an Feinmaterial und Detritus
2	14	Ober- und Mittelhang	1,9 (0,125 – 3,5)	5,3 (4,9 – 6,2)	9 (3 – 11)	höheres Vorkommen der Substrattypen Fels, Stein und Kies
3	8	Mittel- und Unterhang	3,8 (0,5 – 7,5)	5,9 (3,5 – 6,5)	8 (7 – 10)	geringes Vorkommen der Substrattypen Fels, Stein und Kies, hohes Vorkommen an Sand und Pflanzen

Tab. 6 : Charakterisierung der Cluster durch hydrophysikalische und -chemische Parameter.

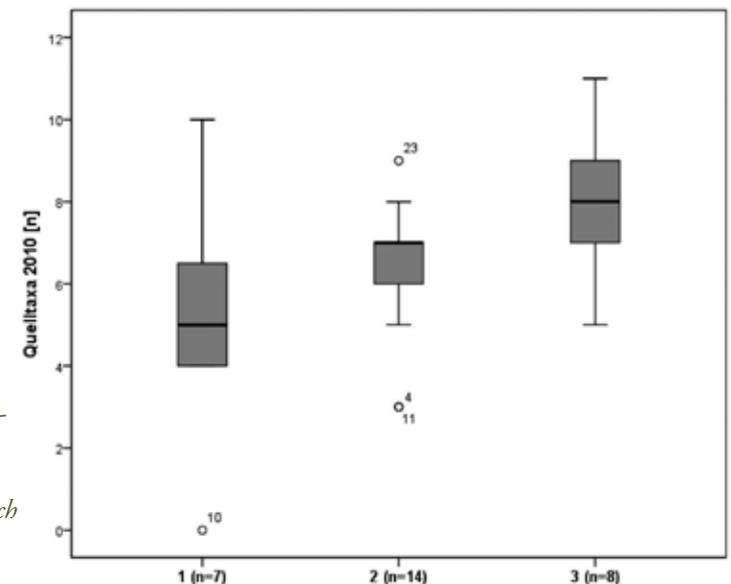


Abb. 9 : Anzahl der kartierten Quelltaxa im Jahr 2010, differenziert nach Clustergruppe.

Verantwortung trägt, der Wasserkäfer *Hydroporus longulus* (kaltstenotherm, azidophil) und die Köcherfliege *Adicella filicornis*. Die seltene Quelljungfer *Cordulegaster bidentata* und die Köcherfliege *Stenophylax vibex* sind krenophil. Von den 2004 nachgewiesenen 7 Rote-Liste-Arten wurden 2010 nur noch 4 gefunden (s. Abschnitt Diskussion) sowie insgesamt weniger Köcherfliegen.

Abgesehen von der Taxazahl des Makrozoobenthos, bei der sich die Aufnahmen von 2010 signifikant negativ von den Aufnahmen 6 Jahre zuvor unterscheiden (Verzicht auf Herbstuntersuchung 2010), konnte bei keinem der untersuchten strukturellen, hydrochemischen oder faunistischen Parameter ein signifikanter Unterschied (im Mittelwert) zwischen den Aufnahmen 2004 und 2010 festgestellt werden.

Auch zwischen den drei Zonen – Kernzone, Pflegezone, Entwicklungszone – wird bei keinem der Parameter ein signifikanter Unterschied sichtbar; weder bei den Aufnahmen 2004/05 noch bei den Aufnahmen 2010.

4. Diskussion

4.1 Struktur

Das Untersuchungsgebiet liegt geologisch gesehen im Buntsandstein des Pfälzerwaldes. Nach HAHN (2000) zeichnen sich die Waldquellen des Pfälzerwaldes durch eine große Homogenität bezüglich Klima, Geologie, Quellschüttung und geringem Grad der Eutrophierung aus, unterscheiden sich jedoch meist wesentlich im pH-Wert, der Morphologie und dem Substrat. Der weitgehend einheitliche geologische Aufbau des Pfälzerwaldes minimiert beim Quervergleich zwischen verschiedenen Quellen die Anzahl bestimmender Faktoren (FIEDLER-WEIDMANN & HAHN, 1996).

Die beprobten Quellen weisen eine für die Region charakteristische Hydrochemie auf mit niedriger elektrischer Leitfähigkeit und hohem Sauerstoffgehalt. Der pH-Wert und der Gehalt an Aluminium-Ionen stehen dabei in direktem Zusammenhang, wobei beide Messgrößen im Jahresverlauf in derselben Quelle stark schwanken können (SELGERT & HAHN, 1999). Für gewöhnlich sind Quellen im zeitigen Frühjahr dabei saurer als später im Jahr. Dies konnte durch unterschiedliche Messtechnik im Frühjahr und Herbst bei den Untersuchungen bislang noch nicht bestätigt werden.

Messungen von FIEDLER-WEIDMANN & HAHN (1996) und SELGERT & HAHN (1999) zeigten ebenfalls eine deutliche Abnahme versauerungsrelevanter Größen von den Quellen der Oberhanglagen zu Quellen der Hangfußlagen. Die Lage am Hang entscheidet wesentlich über die Verweildauer des Wassers im Boden und damit über die hydrochemische Beschaffenheit des Grund- bzw. Quellwassers am Austritt. Während bei Oberhangquellen mit einer geringeren Verweildauer des Wassers im Boden und damit einhergehendem geringerem Neutralisationsgrad versauerten Nieder-

schlagswasser zu rechnen ist, spiegelt sich die längere Verweildauer des Wassers bis zum Austritt in Hangfußquellen gewöhnlich in höheren pH-Werten wider. Bei gleicher Hanglage sind Nadelwaldquellen saurer als Laubwaldquellen (TRÖGER, 1998). Da sich im Pfälzerwald aber aus waldbaulichen Gründen oft in den Hochlagen Laubwald und in den Tallagen eher Nadelwald findet, sind die genannten Zusammenhänge kaum erkennbar bzw. scheinen sogar verdreht. Dies ist bei den ausgewählten Quellen mit einer vergleichbaren Verteilung der Bestockung auf die unterschiedlichen Hanglagen aber nicht der Fall. Oberhangquellen sind allerdings im Vergleich zu Quellen am Mittel- oder Unterhang selten (nur 13% der untersuchten Quellen; siehe Tab. 1) da hier das Einzugsgebiet so klein ist, dass die Quelle aufgrund der geringen Schüttung periodisch oder gar dauerhaft abflusslos ist. Die fehlende Signifikanz zwischen den pH-Werten unterschiedlicher Hanglage bzw. der Bestockung bei den vorliegenden Untersuchungen ist wohl auf eine zu geringe Anzahl an Wiederholungen zurückzuführen. Insgesamt ist die Versauerung der in Rheinland-Pfalz untersuchten Quellen rückläufig (HAHN *et al.*, 1998), was auch die Untersuchungen im Pfälzerwald andeuten.

Schwankungen in der Quellschüttung werden als größter natürlicher Störfaktor in mitteleuropäischen Quellökosystemen angesehen (VON FUMETTI *et al.*, 2006). Die Unterschiede in der Schüttung von 2004 und 2010 sind durch eine erhöhte Grundwasserneubildungsrate im Winter 09/10 im Vergleich zu 03/04 zu erklären. Nach eigenen Auswertung des interpolierten Datensatzes von Niederschlagsmessungen des Deutschen Wetterdienstes besteht ein signifikanter Unterschied im mittleren Niederschlag des hydrologischen Winters (November - April) im Biosphärenreservat zwischen 2004 (330 mm) und 2010 (470 mm). Mit fortschreitendem Klimawandel könnten sich Veränderungen in der Quellschüttung verstärken (siehe Abschnitt Klimawandel).

Die Quellwassertemperaturen entsprechen in etwa dem Jahresmittelwert der Lufttemperatur. Dies steht in Übereinstimmung mit den Untersuchungen von MARTENSEN & ROHE (1999).

Alle betrachteten Waldquellen liegen in ihrem Nitratgehalt unter dem von der Nitratrichtlinie der EG (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 1991) vorgegebenen Grenzwertes von 50 mg·l⁻¹. Der Median der gemessenen Nitratgehalte liegt bei 3,1 mg·l⁻¹, der Höchstwert bei 26,0 mg·l⁻¹.

2010 wurden bei der Strukturbewertung insgesamt vier Quellen um eine oder zwei Kategorien schlechter bewertet als 2004. Gründe für die schlechtere Einstufung waren vor allem Durchforstungsmaßnahmen, welche die Quellen in unterschiedlichem Ausmaß mit Fichtenschlagabraum verfüllten. In einem Fall wurde im Rahmen der Anlage eines Brunnenwanderweges standortsfremdes Material in den Quellbereich eingebracht, der Graben vertieft und z.T. die quelltypische Flora sowie Totholz entfernt. Derartige Eingriffe sollten in Zukunft durch Aufklärung und schonende Eingriffe vermieden werden.

Die drei Referenzquellen Nr. 5, 15 und 25 umfassen einen ökomorphologisch (und biozönotisch) guten bis sehr guten Zustand und haben sich von 2004 bis 2010 nur sehr wenig verändert. Sie stehen für jede der drei Zonen des Biosphärenreservates, bilden Vergleiche und repräsentieren als naturnahe, biodiverse Quellen mit sehr geringer Beeinträchtigung die Entwicklungsziele im Biosphärenreservat.

Ziel bei der Auswahl der Quellen war die Erfassung verschiedener Waldgebiete in den drei Zonen über das gesamte Biosphärenreservat verteilt bei möglichst geringer anthropogener Überformung und Eignung für die Monitoring-Anforderung von Hydrochemie, Flora und Fauna. Außerdem sollten die Säurestufen gleichmäßig über die Waldtypen verteilt sein und die Quellen eine gewisse, perennierende Mindestschüttung aufweisen. Dies wurde durch die Auswahl der Quellen gewährleistet.

4.2 Flora

„Zur Charakterisierung der Vegetation an Quellen werden im Allgemeinen drei Kriterien zur Einteilung herangezogen: der Lichtanspruch, die Säuretoleranz bzw. der Basenanspruch und die Wasserversorgung der Pflanzengemeinschaften“ (TRÖGER, 2000). Bei den untersuchten Quellen handelt es sich durchgehend um Waldquellen mit überwiegend mäßiger bis starker Sommerbeschattung. Die vorkommenden Bioindikatoren und Pflanzengesellschaften sind typisch für die kalkarmen und sauren Standorte des Pfälzerwaldes. Die Wasserversorgung der kartierten, unter Quelleinfluss stehenden Arten variiert je nach Kleinstandort von permanent nass über feucht bis zu temporär trocken fallend.

An den Quellen wurden insgesamt 80 verschiedene Moosarten kartiert. Das entspricht den Beobachtungen von SELGERT & HAHN, die 1999 einen auffälligen Reichtum an Moosen an Quellen im Pfälzerwald beschrieben haben. Sie nennen als typische quellbegleitende Moosarten das Wellige Spaten-Lebermoos (*Scapania undulata* (L.) und an etwas besser basenversorgten Quellen das Flügelblattmoos (*Hookeria lucens*); Arten, die in großer Stetigkeit auch bei den Aufnahmen 2004/2005 vorgefunden wurden.

Es besteht eine signifikante Korrelation zwischen der Anzahl deutlich acidophytischer Zeigerarten und der pH-Klasse < pH 5,5 bzw. dem Vorkommen schwach acidophytischer Arten und der pH-Klasse > pH 5,5. Dies bestätigt die Artenauswahl als Zeigerarten des Säurezustandes. Während die Ausprägungen hydrochemischer Parameter saisonal zum Teil stark schwanken können, kann die Vegetationszusammensetzung Informationen über die langfristigen Standortsbedingungen liefern (MARTENSEN & ROHE, 1999; TRÖGER, 2000). Bei Versauerung verschwinden typische Arten wie *Chryso-splenium oppositifolium* und *Cardamine flexuosa* und werden durch Sphagnum und *Polytrichum commune* ersetzt (SELGERT & HAHN, 1999; TRÖGER, 2000). Moose reagieren dabei aufgrund ihres einfacheren Aufbaus und ihrer Stoffwechselei-

genschaften wesentlich schneller auf Veränderungen als Gefäßpflanzen (MARTENSEN & ROHE, 1999). Veränderungen im Artbestand müssen jedoch nicht zwingend durch veränderte Standortbedingungen verursacht sein. Sie können auch die Folge von Tierfraß oder Nutzung des Quellgebiets als Suhle durch Wildschweine darstellen. In den Quellbiotopen sind bei weitem nicht alle potentiellen Leitarten vorhanden. Vor allem dicke Laubstreu, starke Beschattung, geringe Schüttung und eine kleine Fläche begrenzen die Gesamtartenzahl und damit auch die Anzahl der Bioindikatoren.

Die große Stetigkeit weit verbreiteter Arten ohne Quellbindung resultiert aus der Aufnahme auch nur indirekt vom Quellwasser beeinflusster weiterer Uferzonen; sowie aus der Tatsache, dass viele Wasserpflanzen (vor allem Moose) in jeglichem oligotrophen und sauren bis neutralen Fließwasser leben können, unabhängig vom Abstand zu Quelle.

Die 59 als Bioindikatoren für geeignet eingestuftes Pflanzenarten umfassen ein Drittel der Gesamtartenzahl. Zu den Bioindikatoren gehören auch Arten der weiteren Uferzonen, da die dortigen Böden fast immer die gleichen (relevanten) Eigenschaften wie das Quellwasser aufweisen. Deshalb eignen sich – im Gegensatz zum Makrozoobenthos – nicht nur submerse Pflanzen zur Bioindikation, sondern auch amphibisch und terrestrisch wachsende.

Ein Zusammenhang zwischen den vorkommenden Arten und der Zonierung des Biosphärenreservates war nirgends zu erkennen. Dies ist für Pflanzen der Feuchtbiootope jedoch auch nicht zu erwarten.

4.3 Fauna

Als wesentlicher Grund der abnehmenden Taxazahlen quellassoziierter Arten zwischen den beiden Aufnahmen muss der Verzicht auf die Herbstuntersuchungen 2010 gelten. Im Jahr 2004 wurden zusätzlich zu den Frühjahrsuntersuchungen auch Aufnahmen im Herbst durchgeführt. Zwar werden in Quellen im Frühjahr deutlich mehr Taxa als im Herbst gefunden (SCHINDLER, 2005), dennoch ergeben sich durch zusätzliche Beprobungen immer wieder Funde zusätzlicher Arten. Diese im Herbst zusätzlich gefundenen Arten sind in der Regel Arten mit geringen Abundanzen (meist Einzelfunde). Der Verzicht auf diese Arten wurde bewusst in Kauf genommen, da das faunistische Bewertungsverfahren auch bei einer einmaligen Beprobung gut arbeitet (FISCHER, 1996; SCHINDLER, 2005). Zwar kann nicht davon ausgegangen werden, dass jeder Einzelfund von 2004 auch 2010 hätte nachgewiesen werden können, da die Besiedlung natürlichen Schwankungen unterliegt, es ist aber nicht unwahrscheinlich, dass einige seltene Arten durch die reduzierte Probezahl nicht mehr nachgewiesen wurden (Köcherfliegen). Der geringere Nachweis kann bei einigen Arten aber auch durch Beeinträchtigungen (z.B. durch unsachgemäß durchgeführte Holzertemaßnahmen) bedingt sein; so bei der seltenen, in höheren Lagen der Mittelgebirge vorkommenden

Kriebelmückenart *Simulium crenobium* und bei der Quellschnecke.

Die Gruppierung der Quellen in die Cluster der hierarchischen Clusteranalyse führt nicht zu einer signifikanten Abgrenzung der mittleren Taxazahl der drei Cluster. Dennoch deutet die Boxplot-Darstellung einen Trend an (siehe Abb. 9). Cluster 3 mit den höchsten Taxazahlen ist dabei geprägt von hohen pH-Werten und überdurchschnittlicher Quellschüttung. Beides findet sich primär in Quellen der Mittel- und Unterhanglage.

In mehreren Studien hat sich gezeigt, dass besonders die dauerhafte und gleichmäßige Quellschüttung für das Vorhandensein quellspezifischer Taxa von Bedeutung ist (SMITH & WOOD, 2002; VON FUMETTI *et al.*, 2006). Ein ähnlicher Trend zeigt sich bei den Untersuchungen im Pfälzerwald. Der dynamische Charakter der Quellschüttung bedingt jedoch langfristige, saisonal durchgeführte Untersuchungen, um den Einfluss der Schüttungskonstanz auf die Quellfauna zu verstehen (VON FUMETTI *et al.*, 2006). Dafür ist die Laufzeit des Monitorings noch zu kurz bzw. das Messintervall zwischen den Einzelaufnahmen zu lang. Eine Fortführung und, wenn möglich, Intensivierung des Monitorings ist daher von großer Bedeutung, auch wenn sich die meisten Taxa bei der stärksten Quellschüttung im Frühjahr finden (FISCHER, 1996). Denn sinnvolle Maßnahmen zum Quellschutz und zur Abschwächung negativer menschlicher Eingriffe auf die Quellbiotope bedürfen fundierter Kenntnisse über die natürliche Quelldynamik.

SELGERT & HAHN (1999) konnten in ihren Untersuchungen einen statistisch engen Zusammenhang zwischen dem pH-Wert des Quellwassers naturnaher Quellen und der gefundenen Anzahl an Arten nachweisen, mit abnehmender Artenzahl bei zunehmender Versauerung. Der gleiche Trend zeigt sich bei den vorliegenden Untersuchungen mit einer signifikant höheren mittleren Artenzahl in Quellen mit pH-Werten größer 5,5. Niedrige pH-Werte hemmen z.B. auch das Wachstum von „Aufwuchsalgen“ (FIEDLER-WEIDEMANN & HAHN, 1996) und führen daher zu geringen Vorkommen von Weidegängern. Die Quellfauna ist aber generell unempfindlicher gegenüber niederen pH-Werten als die Fauna der nachfolgenden Fließgewässer (HAHN, 2000), was sich etwa darin zeigt, dass der Anteil der Quellfauna in versauerten Quellen ansteigt (SCHINDLER, 2005).

Neben den Eigenschaften des Quellwassers bestimmt der Nahrungseintrag durch das Quellumfeld die Zusammensetzung der Fauna, so dass sich fehlender Falllaubeintrag negativ auf die Fauna auswirkt. Umgekehrt führt die Umwandlung reinen Nadelwaldes in Laubwald zu einer deutlichen Erhöhung der Artenzahl (SCHINDLER, 2005). Die Bestockung des weiteren Einzugsgebiets hat dabei größeren Einfluss auf die Hydrochemie als für die direkte Besiedlung durch das Makrozoobenthos. Dort spielt das unmittelbare Quellumfeld - primär der Eintrag von Falllaub - eine bedeutendere Rolle. Im Gegensatz zur Vegetation sind Geologie und Säurestatus für die Quellfauna nur von geringerer Bedeutung.

Die Ergebnisse der Clusteranalyse weisen darüber hinaus auf einen positiven Einfluss einer heterogenen Substratzusammensetzung im Quellbereich hin.

Laut SCHINDLER (2007) hat das Vorhandensein verschiedener Substrattypen in Quellen einen wesentlichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Quellfauna. Die Diversität der Substrate erzeugt dabei unterschiedliche Mikrohabitate, die von Arten unterschiedlicher Ansprüche genutzt werden können. Zahlreiche Untersuchungen (z.B. HAHN & FRIEDRICH, 1999; HAHN, 2000; ORENDT, 2000) weisen nach, dass die Körnung der Substrate, u.a. bedingt durch Quellschüttung und Abflussgeschwindigkeit, ein bestimmender Faktor für die Makrozoobenthosgemeinschaft darstellt bzw. eine Veränderung der Substratzusammensetzung auch eine Veränderung der Quellfauna nach sich ziehen kann (GLAZIER, 1991).

Die Auswertung der Taxazahlen nach den Strukturbewertungen der Quellen zeigt einen klaren Zusammenhang zwischen Naturnähe und Artenvielfalt. Naturnahe Quellstrukturen scheinen dabei für die Besiedlung durch das Makrozoobenthos von wesentlicher Bedeutung zu sein. Als Eingangsparameter für eine positive Strukturbewertung spielen besonders fehlende Verbauungen, Wasserentnahmen und Einleitungen sowie die Substrat- und Strömungsdiversität eine Rolle.

Etwa die Hälfte der vorgefundenen Taxa gehört als krenobionte oder krenophile Taxa zur strenger gebundenen Quellfauna. Durch den Ökoton-Effekt leben also auch Tiere ohne engere Quellbindung in den Quellbereichen (z.B. Bachorganismen), was die Artenzahlen erhöht und die Attraktivität des Lebensraums Quelle verdeutlicht (GERECKE & FRANZ, 2006).

Stabilität und Kontinuität werden seit THIENEMANN (1924) als die wesentlichen Quellcharakteristika angesehen. Quellen gelten als relativ stabile Ökosysteme, bei denen folglich Störungen keine wichtigen Einflussfaktoren für Quellökosysteme darstellen können (VON FUMETTI *et al.*, 2006). Nach der Hypothese von CONNELL (1978) findet sich die höchste Biodiversität in Systemen mittleren Störungsniveaus, während Systeme, die durch ein geringeres Störungsniveau geprägt werden durch eine eher geringere Biodiversität gekennzeichnet sind. VON FUMETTI *et al.* (2006) finden diese Aussage in ihren Quellenuntersuchungen in der Nordwestschweiz bestätigt. Und auch die vorliegenden Untersuchungen des Quellmakrozoobenthos weisen im Vergleich zu anderen Lebensräumen wie Bächen vergleichsweise geringe Artenzahlen pro Quelle auf. Allerdings finden sich unterschiedliche Quellarten in verschiedenen Quellen, so dass die Gesamtartenvielfalt mehrerer Quellen doch recht hoch ist (SCHINDLER, 2005).

Der Fokus des Quellmonitorings liegt auf der Untersuchung der als am wichtigsten angesehenen Einflussgrößen auf die Ausprägung und Artenzusammensetzung der Quellen. Die Interaktion der Faktoren, die tatsächlich die Zusammensetzung des Makrozoobenthos beeinflussen, ist jedoch sehr komplex (FISCHER *et al.*, 1998, Abb. 10). Die Lage der untersuchten Quellen in den verschiedenen Zonen des Biosphären-

reservats, welche langfristig durch verschiedene Nutzungsintensitäten gekennzeichnet sein werden, ist zumindest bislang – 19 Jahre nach Einrichtung des Biosphärenreservats – noch kein wesentlicher Faktor. Dies ist auch nicht weiter verwunderlich, da einerseits die Eingriffe und Nutzungsintensitäten in langfristig bewirtschafteten Wäldern punktuell an den Quellen zufällig variieren. Andererseits existieren derzeit noch keine großen Unterschiede in der Bewirtschaftung der Zonen, da in der Kernzone zur Unterstützung der naturnahen Entwicklung noch Nadelholz entnommen wird und ein Unterschied im Management der Pflege- und Entwicklungszonen noch nicht vorliegt.

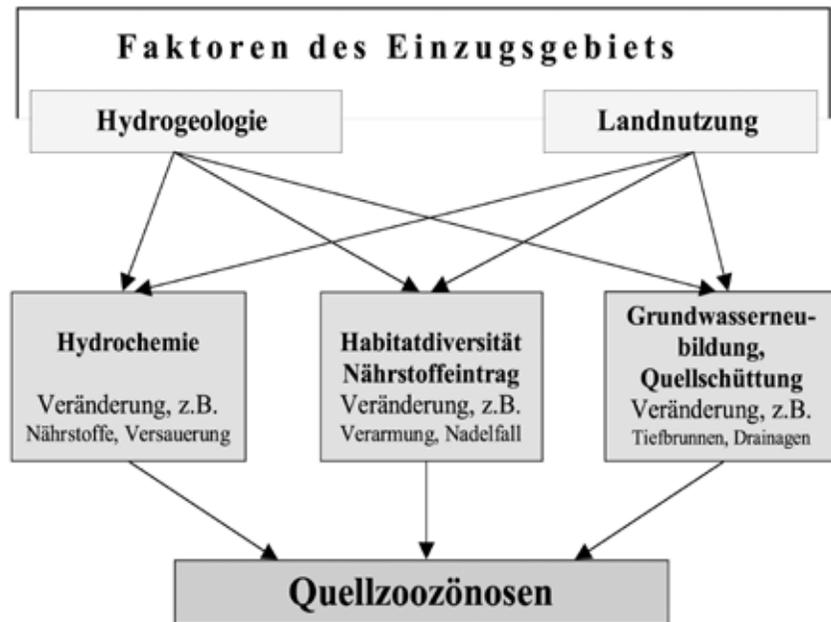


Abb. 10 : Vereinfachte Darstellung des Einflusses relevanter Faktoren auf Quellzöonosen (SCHINDLER 2005).

4.4 Klimawandel

Bedingt durch den Klimawandel ist in Rheinland-Pfalz zukünftig mit einer partiellen Verlagerung des Niederschlages vom Sommer in die Winterzeit zu rechnen (Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, 2007). Die natürlichen saisonalen Schwankungen in der Quellschüttung könnten dadurch weiter intensiviert werden und zu sommerlichen Engpässen bei Quellfauna und -flora führen. Die Fauna wird sich vermutlich in Richtung austrocknungstoleranterer Arten wie Dipteren und anderer Insekten entwickeln, welche mittels flugfähiger Stadien den Sommer besser über-

dauern können. Ständig aquatisch lebende Tiere (Krebstiere, Quellschnecken) und kaltstenotheime Quellbacharten werden voraussichtlich durch den Klimawandel stärker betroffen sein.

4.5 Ausblick

Derzeit laufen an den ausgewählten Quellen des Biosphärenreservats Untersuchungen der Libellenfauna im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft. Besonders die Gestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster bidentata*) wird als Indikatorart im Klimawandel angesehen, deren Abundanz bei längerfristigem Monitoring möglicherweise die Auswirkungen veränderter klimatischer Bedingungen auf die Quellhabitate abbilden kann. Ebenso werden Effekte hinsichtlich veränderter Bewirtschaftungsformen in den verschiedenen Zonen des Biosphärenreservats auf diese und weitere Arten erwartet. Mit ersten Ergebnissen zur Libellenfauna an Quellen im Pfälzerwald ist ab Mitte 2012 zu rechnen. Das dargestellte Monitoring der hydrochemischen, faunistischen und floristischen Quellparameter wird im Rahmen des Monitoringprogramms des Biosphärenreservats in einem 5-jährigen Turnus weitergeführt werden. Eine Abstimmung der Methodik des Quellenmonitorings auf französischer und deutscher Seite des Biosphärenreservats wird angestrebt.

Danksagung

Für die Finanzierung der Untersuchungen danken wir dem Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten. Den geprüften Natur- und Landschaftspflegern des Forstamtes Wasgau, Uwe Becker, Uwe Wenzel und Gerhard Schnur, danken wir für die Erhebung der hydrochemischen und physikalischen Quellparameter und dem Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG) für die Analyse der Wasserproben. Ebenso gilt unser Dank Peter Wolff, der die Kartierung der Quellvegetation in den Jahren 2004 und 2005 übernommen hatte.

Literatur

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2008. Forschung und Monitoring in den deutschen Biosphärenreservaten. Broschüre des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn.
- BUNDESREGIERUNG 2009. Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege vom 29. Juli 2009 (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG). *Bundesgesetzblatt* Jahrgang 2009 Teil I Nr. 51.
- CONNELL J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199 : 1302-1310.

DI SABATINO A., CICOLANI B. & GERECKE R. 2003. Biodiversity and distribution of water mites (Acari, Hydrachnidia) in spring habitats. *Freshwater Biology* 48 : 2163-2173.

EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT 1991. Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen 91/676/EWG

FIEDLER-WEIDMANN B. & HAHN H.J. 1996. Quellbiotopkartierung im Buntsandstein des Pfälzerwaldes. Fachgutachten des Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Landesverband Rheinland-Pfalz e.V. im Auftrage des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz.

FISCHER J. 1996. 1. Bewertungsverfahren Fauna. *Crustacea* 5 : 227-240.

FISCHER F., SCHNABEL, S., WAGNER, R. & BOHLE, H. W. 1998. Die Quellfauna der hessischen Mittelgebirgsregion. In: BOTOSANEANU L. (Hrsg.) 1998. Studies in Crenobiology. The biology of springs and spring brooks, pp. 183-197. Leiden.

GEIGER M., PREUSS G. & ROTHENBERGER K.H. 1987. Der Pfälzerwald, Porträt einer Landschaft. Verlag Pfälzische Landeskunde. Landau.

GERECKE R. & FRANZ H. 2006. Quellen als Gegenstand der Umweltbeobachtung in den Alpen. In: GERECKE R. & FRANZ H. (Hrsg.) 2006. Quellen im Nationalpark Berchtesgaden – Lebensgemeinschaften als Indikatoren des Klimawandels. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. *Forschungsbericht* 51/2006.

GESELLSCHAFT FÜR QUELLÖKOLOGIE UND QUELLSCHUTZ 1993. Hinweise zur Besammlung und Bewertung von Quellen. Gesellschaft für Quellökologie und Quellschutz, LÖLF NRW, Naturschutzzentrum Recklinghausen.

GLAZIER D.S. 1991. The fauna of North American temperate cold springs: patterns and hypotheses. *Freshwater Biology* 26 : 527-542.

HAHN H.J. 1996. Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald – unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticiden (Crustacea). Dissertation der Universität Gießen.

HAHN H.J., PREUSS G. & FRIEDRICH E. 1998. Wie sauer ist das Wasser im Pfälzerwald wirklich? Betrachtungen zum Versauerungsgeschehen im Pfälzerwald. *Mitt. d. Pollichia* 85 : 19-34.

HAHN H.J. & FRIEDRICH E. 1999. Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring, und was kann es leisten? *Grundwasser* 4 : 147-154.

HAHN H.J. 2000. Studies on Classifying of undisturbed Springs in Southwestern Germany by Macroinvertebrate Communities. *Limnologia* 30 : 247-259.

HOFFSTEN P.-O. & MALMQUIST B. 2000. The macroinvertebrate fauna and hydro-

geology of springs in central Sweden. *Hydrobiologia* 436 : 91-104.

HOFFMANN K. 1992. Anthropogene Belastung ausgewählter Fließgewässer der Rheinpfalz. *Dissertation* der Universität Mainz.

KNAPPE J., GEISLER U., GUTOWSKI A. & FRIEDRICH G. 1996. Rote Liste der limnischen Braunalgen Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. *Schr.R. f. Vegetationskunde* : 28.

LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUF SICHT RHEINLAND-PFALZ 2006. Rote Listen von Rheinland-Pfalz. LUWG Mainz.

MARTENSEN U. & ROHE W. 1999. Vegetationskundliche Untersuchung und Bewertung von Quellbiotopen im Bramwald (Südniedersachsen, Deutschland) unter Berücksichtigung von abiotischen Faktoren. *Göttinger Naturkundliche Schriften* 5 : 5 – 43.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ 2007. Klimabericht Rheinland-Pfalz 2007. MUFV Mainz.

ORENDT C. 2000. The chironomid communities of woodland springs and spring brooks, severely endangered and impacted ecosystems in a lowland region of eastern Germany (Diptera: Chironomidae). *Journal of Insect Conservation* 4 : 79-91.

RAGNO G., DE LUCA M. & IOELE G. 2007. An application of cluster analysis and multivariate classification methods to spring water monitoring data. *Microchemical Journal* 87 : 119-127.

SCHINDLER H. 2000. Die Quellen im Pfälzerwald und ihre tierische Besiedlung – eine Übersicht. In : HAHN *et al.* 2000. Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald. Ergebnisse der interdisziplinären Fachtagung vom 10. – 12. Juni an der Universität Landau, Landau.

SCHINDLER H. & HAHN H.J. 2000. Quellbiotopkartierung Rheinland-Pfalz. Abschlussbericht, Fachgutachten des Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Landesverband Rheinland-Pfalz e.V. im Auftrage des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz.

SCHINDLER H. 2002. Quelltypenatlas Rheinland-Pfalz. Grundlagen der Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Heft 2, Landesamt für Wasserwirtschaft Mainz.

SCHINDLER H., GUTENSOHN T. & HAHN H.J. 2002. Pilotprojekt zur umweltgerechten Entwicklung von Quellen auf dem Gebiet der Verbandsgemeinde Dahner Felsenland. Fachgutachten vom Institut für regionale Umweltforschung und Umweltbildung (IFU) an der Universität Landau in Kooperation mit dem BUND, Landesverband Rheinland-Pfalz e.V. im Auftrag der Verbandsgemeinde Dahner Felsenland.

SCHINDLER H. 2005. Regionale Quelltypologie von Rheinland-Pfalz und der Einfluss von Struktur- und Umfeldnutzungen auf Quellzoozönosen. *Dissertation* an der Universität

Koblenz-Landau. Abrufbar unter: <http://kola.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2005/23/> (Stand: 14.12.2011).

SCHINDLER H. 2007. Quellschutz in Rheinland-Pfalz. Zoologie und Struktur rheinland-pfälzischer Quellen. In LANDESBUND FÜR VOGELSCHUTZ IN BAYERN e.V. 2007. Life-Natur-Projekt. Kalktuffquellen in der Frankenalb. Tagungsband. Landesbund für Vogelschutz e.V. Bayern, Hilpoltstein.

SCHMEDTJE U. & COLLING M. 1996. Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft München 4/96.

SCHWOERBEL J. 1994. Methoden der Hydrobiologie. 4. Auflage, G. Fischer, Stuttgart, Jena.

SELGERT B. & HAHN H.J. 1999. Quellen im Biosphärenreservat Pfälzerwald. Broschüre des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz in Kooperation mit BUND, Landesverband Rheinland-Pfalz e.V. und Biosphärenreservat „Naturpark Pfälzerwald“. Mainz.

SMITH H. & WOOD P.J. 2002. Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. *Hydrobiologia* 487 : 45-58.

THIENEMANN A. 1924. Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. *Archiv für Hydrobiologie* 14 : 151-190.

TRÖGER U. 1998. Pflanzensoziologische Bearbeitung ausgesuchter Quellen des Pfälzerwaldes unter besonderer Berücksichtigung der Acidität. *Mitt. Pollichia* 85 : 153-196.

TRÖGER U. 2000. Die Flora der Quellen im Pfälzerwald. In HAHN et al. 2000. Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald. Ergebnisse der interdisziplinären Fachtagung vom 10. – 12. Juni an der Universität Landau, Landau.

VON FUMETTI S., NAGEL P., SCHLEIFHACKEN N. & BALTES B. 2006. Factors governing macrozoobenthic assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. *Hydrobiologia* 568 : 467-475.

WOLFF P. 1999. Vegetation und Ökologie der nährstoffarmen Fließgewässer der Pfalz. *Pollichia-Buch* 37, 125 S..

La perception des friches dans les Vosges du Nord : entre nature abandonnée et nature « déjà là »

Maurice WINTZ & Fabien DERSÉ

Centre de recherche et d'étude en sciences sociales, EA 1334
CRESS, Faculté des Sciences sociales,
22 rue René Descartes
67084 STRASBOURG Cedex

Résumé :

Cet article sociologique a pour objet de rendre compte d'une étude entreprise dans les années 2006 et 2007 dans le cadre du Parc naturel régional des Vosges du Nord et plus précisément dans la vallée de la Zinsel du Nord. Il s'agissait de mieux connaître la perception du processus de recolonisation végétale des vallées des Vosges du Nord par les habitants.

L'enfrichement de la vallée de la Zinsel du Nord est un processus qui s'inscrit dans l'évolution socio-économique de la vallée des dernières décennies. L'exploitation quasi collective de la vallée par les ouvriers-paysans, issue du 19^{ème} siècle, céda la place, à partir des années 1970, à des démarches plus individuelles dans lesquelles la place de l'agriculture se réduisit peu à peu. C'est ainsi qu'apparurent les résidences secondaires, étangs et plantations d'épicéas « en timbre-poste » qui modifièrent profondément la physionomie de la vallée. L'abandon de l'activité paysanne eut également pour effet de favoriser les dynamiques écologiques de reconquête progressive des prairies ou champs par des successions végétales allant jusqu'aux strates arbustives et arborescentes (aulnaies essentiellement).

D'un point de vue théorique, l'étude s'inscrit dans une démarche qui cherche à appréhender les relations société/nature de manière concrète et à dépasser la pure approche constructiviste. Dans notre conception, les rapports concrets à la nature, c'est-à-dire à l'environnement particulier d'un individu donné à un moment donné, comprennent au moins deux dimensions indissociablement liées. D'une part, la relation physique telle que l'exploitation ou le prélèvement d'un élément de l'écosystème, ou encore le fait de parcourir et d'observer un espace donné. Cette activité concrète délimite pour l'individu son territoire de nature spécifique. D'autre part, et en lien direct avec l'activité, mais aussi en fonction des formes de socialisation de l'individu, se développent une perception et des représentations particulières de ce « bout de nature » qui vont influencer en retour les pratiques concrètes sur cette nature.

Les principaux résultats de l'étude ont permis de mettre en évidence l'existence d'au moins deux facteurs qui influencent fortement la perception et les représentations des friches : d'une part le contexte de socialisation ou ce que l'on pourrait appeler l'expérience préalable de la vallée ; d'autre part le lieu d'habitation, selon qu'il met les habitants plus ou moins fortement en contact avec les friches.

Concernant le contexte de socialisation, deux approches de la friche se distinguent. D'une part, ceux qui connaissent l'histoire de la vallée, c'est-à-dire qui l'ont connue avant son enfrichement, que nous appelons les « anciens ». Ils sont pour la plupart nés et ont grandi dans la région. Pour eux, le visage actuel de la vallée est unanimement mal perçu. D'autre part, ceux qui sont installés plus récemment et qui n'ont pas nécessairement connaissance de cette histoire, que nous appelons les « nouveaux ». N'ayant pas connu la « période De Dietrich », ces derniers n'ont pour la plupart pas conscience de l'évolution environnementale qu'a connue la vallée. Le plus souvent les termes de friche ou d'enfrichement ne leur évoquent rien. Pour eux, la vallée n'est pas redevenue « sauvage », elle a simplement toujours été ainsi. La plupart d'entre eux soulignent que c'est aussi pour cet aspect présumé « vierge », « intact » qu'ils sont venus s'installer dans cette vallée.

Concernant le lieu d'habitation, il apparaît que c'est dans la commune la plus « enclavée » dans la vallée, celle qui est le moins tournée vers l'extérieur, que la perception des friches semble être la plus négative, comme si le phénomène d'enfrichement venait renforcer ou souligner un sentiment de péril social lié à la disparition de l'ancien ordre agro-industriel. A l'inverse, dans la commune qui se situe à la sortie de la vallée, l'enfrichement ne semble pas représenter une forte préoccupation pour les habitants comme si leurs centres d'intérêt se situaient en-dehors de la vallée et que celle-ci était un seul lieu de loisir dans lequel les friches sont peu problématiques.

Enfin, nous avons constaté le rôle intéressant que semblait jouer la mobilisation des Highland Cattles dans la gestion des friches, notamment en tant que vecteur social, dans la mesure où elle permet de sensibiliser les « nouveaux » à l'histoire environnementale de la vallée.

Zusammenfassung :

Dieser Artikel berichtet über eine soziologische Studie, die in den Jahren 2006 und 2007 im Bereich des Naturparks der Nordvogesen, genauer gesagt im nördlichen Zinseltal, durchgeführt wurde. Man wollte herausfinden, wie der Prozess der Wiedereroberung durch die Vegetation in den Tälern der Nordvogesen von den Einwohnern wahrgenommen wird. In den letzten Jahrzehnten wurden infolge einer sozioökonomischen Veränderung des Tales Agrarflächen im nördlichen Zinseltal stillgelegt. Die gewissermaßen kollektive Nutzung des Tales durch die aus dem 19. Jahrhundert hervorgegangenen Arbeiter-Bauern machte in den 1970er Jahren individuelleren Vorgehensweisen Platz, wobei das Ausmaß der Landwirtschaft allmählich zurückging. Es

entstanden die Zweitwohnsitze, Teiche und standortfremde Fichtenmonokulturen, die die Physiognomie des Tales von Grund auf veränderten. Das Ende der bäuerlichen Tätigkeiten förderte auch die Entwicklung einer anderen Vegetation auf Wiesen und Feldern. Pflanzliche Sukzessionen führten bis zu Verbuschungen, die letztendlich in Wald übergingen (hauptsächlich Erlenwälder).

Theoretisch gesehen gehört die Studie zu einem Projekt, die Beziehungen Gesellschaft/Natur konkret zu erfassen wobei man über eine simple konstruktivistische Vorgehensweise hinausgehen möchte. Wie wir meinen, charakterisieren zwei untrennbar miteinander verbundenen Dimensionen eine konkrete Beziehung zur Natur, das heißt die Beziehung eines Individuums zu seiner Umwelt zu einem gegebenen Zeitpunkt. Nämlich die physische Beziehung einerseits, wie zum Beispiel die Bewirtschaftung oder Entnahme eines Elementes aus einem Ökosystem, oder die Tatsache, einen bestimmten Raum zu erkunden und zu beobachten. Diese konkrete Tätigkeit begrenzt das Territorium einer Person auf spezifische Weise. Der Sozialisierung der Person entsprechend entwickeln sich andererseits in direktem Zusammenhang mit diesen Aktivitäten aber auch die Wahrnehmungen dieses „Stücks Natur“, die ihrerseits die konkreten Handlungen in dieser Natur beeinflussen werden.

Die wichtigsten Ergebnisse der Studie zeigten mindestens zwei Faktoren auf, die das Erleben von Brachen stark beeinflussen: Einerseits der Sozialisierungskontext, den man auch die „vorab gemachte Talerfahrung“ nennen könnte; andererseits der Wohnort, je nachdem, ob man an diesem mehr oder weniger mit Brachen in Berührung kommt.

Bezüglich des Sozialisierungskontextes kann man zwei Kategorien unterscheiden. Einerseits gibt es die Personen, die die Geschichte des Tales kennen, das heißt die das Tal vor der Stilllegung der Agrarflächen erlebt haben, und die wir „die Alten“ nennen. Die meisten von ihnen sind in der Region geboren oder aufgewachsen. Einhellig missfällt ihnen das derzeitige Gesicht des Tales. Andererseits nennen wir die anderen Personen, die erst in jüngerer Zeit zugezogen sind und nicht unbedingt diese Geschichte kennen, „die Neuen“. Da sie die „De Dietrich-Zeit“ nicht gekannt haben sind sich die meisten von ihnen der stattgefundenen Umweltveränderung im Tal nicht bewusst. Meistens sagen ihnen die Begriffe „Brache“ oder „Brachlegung“ nichts. In ihren Augen ist das Tal nicht erneut der Natur überlassen worden, sondern war einfach immer schon so da. Die meisten von ihnen betonen, dass dieser „unberührte“, „intakte“ Aspekt auch ein Beweggrund war, sich in diesem Tal niederzulassen.

Was den Wohnort betrifft, so stellt sich heraus, dass diejenigen, die in der hintersten Gemeinde des Tales wohnen, in der Gemeinde, die sich am wenigsten nach außen öffnet, die Brachen am negativsten erlebt werden, so als würde das Phänomen der Brachlegungen ein mit dem Verschwinden der alten agroindustriellen Ordnung verbundenes Gefühl sozialer Gefährdung verstärken oder hervorheben. Im Gegensatz dazu scheint in der am Ausgang des Tales gelegenen Gemeinde die Brachlegung die Bewohner nicht besonders zu berühren, so als lägen ihre Interessenschwerpunkte

außerhalb des Tals und als ob ihnen dieses nur zu ihrer Freizeitgestaltung diene, für die die Brachen kein Problem darstellen.

Schließlich konnten wir erkennen, welche interessante Rolle der Einsatz der Highland Cattles in der Bewirtschaftung der Brachen -vor allem als sozialer Vektor -zu spielen scheint, da diese Rinder die „Neuen“ auf die erfolgte Umweltveränderung des Tales aufmerksam zu machen erlauben.

Summary :

This sociological article aims to provide an account of a study undertaken in 2006 and 2007 in the Natural Park of the Northern Vosges, and more precisely in the Valley of the Northern Zinsel. The study aimed to get a better perception of the process of recolonisation with vegetation of the valleys of Northern Vosges by the inhabitants.

Letting the lands go to fallow in the valley of the Northern Zinsel is a process that is part of the socio-economical evolution of the valley in the last decades. The near collective operation of the valley by worker-farmers, which had started in the 19th century, gave way in the 70s to more individual approaches where the place of agriculture was gradually reduced. And thus secondary residences, ponds and “postage-stamp” spruce plantations appeared and deeply altered the face of the valley. The farming activity was abandoned and this led to the promotion of ecological dynamics for the progressive re-conquest of the prairies or fields by different stages of vegetation including strata of shrubs and trees (mainly alders).

From a theoretical viewpoint, the study is part of an approach whose goal is to understand in concrete terms the society/nature relations and to go beyond a simple constructivist approach. In our opinion, the concrete relations to nature that is to the particular environment of a given individual at a given time include at least two dimensions that are inextricably linked. On the one hand, the physical relation such as the operation or removal of a component of the ecosystem, or the fact to walk across a given space and to study it. This concrete activity delimits the territory of an individual in a specific manner. On the other hand, and in direct connection to the activity, but also depending on the forms of socialisation of the individual, a perception and particular representations of that “bit of nature” are developed and will in turn influence the concrete practices on that nature.

The main results of the study have been used to outline the existence of at least two factors with a strong influence of the perception and representations of the fallow lands: on the one hand, the context of socialisation or what one could call the valley's prior experience; on the other hand, the place of residence, depending on the level of contact with the fallow lands the inhabitants get.

As regards the context of socialisation, there are two approaches to fallow lands. On the one hand, there are those who know the history of the valley that is those who knew it before it became a fallow land, those that we refer to as the “elderly”. Most of

them are born in the region and have lived there. For them, the real face of the valley is universally misunderstood. On the other hand, those who have settled down more recently and who do not necessarily know that history, those that we refer to as the “new ones”. Since they have known the “period of Dietrich”, most of these new ones are not aware of the environmental evolution the valley has gone through. Oftentimes, the term of fallow does not mean anything to them. For them the valley has not returned to “wilderness”, it has just always been that way. Most of them stress that they have come to settle in the valley also for that so-called “virgin” and “intact” state. As regards the place of residence, it seems that it is in the municipality that is “land-locked” in the valley, the one that is least turned to the outside, that the perception of fallow lands seems to be the most negative, as if the fallow lands phenomenon was strengthening or highlighting a feeling of social peril associated to the loss of the former agribusiness. Conversely, in the municipality that is located at the exit of the valley, the fallow lands do not seem to constitute a strong concern for the inhabitants as if their centres of interests were located outside the valley and that the latter was only a place of recreation where fallow lands are not really an issue. Finally, we have noted that the mobilisation of Highlands Cattle seemed to play an interesting role in the management of fallow lands, in particular as a social force since it helps to bring awareness to the “new ones” as regards the environmental history of the valley.

Mots clés : sociologie, friches, perceptions, Zinsel du Nord.

Introduction

Cet article a pour objet de rendre compte d'une étude entreprise dans les années 2006 et 2007 dans le cadre du Parc naturel régional des Vosges du Nord et plus précisément d'un projet de recherche action issu du programme «Organisation de l'accès aux ressources et biodiversité : application aux Réserves de Biosphère françaises», financé par l'Institut Français de la Biodiversité (IFB) (CHARLES *et al.*, 2008). L'un des objectifs de ce projet était de mieux connaître la perception du processus de recolonisation végétale des vallées des Vosges du Nord¹ par les habitants. En s'appuyant sur une étude ethnologique préalable (DUPRE, comm.pers.), il s'agissait d'approfondir la connaissance des facteurs influençant les différentes modalités de perceptions des friches et du processus d'enfrichement. Le cadre théorique mobilisé pour cette étude renvoie à la notion de *prise écologique* élaborée par Augustin BERQUE (1990) qui cherche à appréhender le double caractère physique et phénoménologique des interactions entre société et nature.

1. Nous reprendrons ici le terme d'enfrichement, communément utilisé par les acteurs concernés.

Le terrain d'étude s'est focalisé sur la vallée de la Zinsel du Nord car elle est assez typique de l'évolution générale des vallées des Vosges du Nord tout en présentant des caractéristiques bien tranchées propices à une étude comparative et ayant fait l'objet d'une attention particulière de la part du Sycoparc (la gestion écologique des friches que nous présenterons en infra). L'enfrichement de la vallée de la Zinsel du Nord est un processus qui s'inscrit dans l'évolution socio-économique de la vallée des dernières décennies.

Jusque dans les années 1970, l'implantation humaine était dans cette vallée directement liée à l'exploitation industrielle des ressources forestières. Or cette vocation industrielle n'a pas eu que des incidences économiques. L'extension des villages et l'expansion des activités sidérurgiques se sont accompagnées d'une volonté des industriels d'assurer à leurs ouvriers des conditions de vie plus favorables. Ainsi, au milieu du 19^{ème} siècle tout d'abord, sous l'impulsion de l'industriel Jean-Guillaume Goldenberg, on assista aux premiers programmes d'assainissement de la vallée. L'objectif principal était alors d'assécher les espaces improductifs auxquels on imputait une forte responsabilité quant à la dégradation de l'état de santé des villageois. Quelques dizaines d'années plus tard, l'arrivée de De Dietrich marqua une nouvelle étape dans l'évolution environnementale de la vallée, celle de l'agriculture et de l'ouvrier-paysan. Les ressources tirées du travail à la forge ne suffisant pas à leur subsistance, l'agriculture apparut rapidement comme un complément nécessaire à la vie des ouvriers et de leur famille. De Dietrich mit à disposition des parcelles de terrains que les ouvriers de l'entreprise, moyennant un loyer, purent cultiver. Rapidement le statut d'ouvrier-paysan devint une donnée non seulement socio-économique, mais également (avec le recul) environnementale indissociable de la vallée.

Cependant avec la commercialisation du lait, l'évolution de la législation agricole en matière de sécurité sociale défavorisant ce statut hybride², et surtout avec la fin d'une grande partie de l'activité sidérurgique de De Dietrich, avec la fermeture des hauts-fourneaux et la vente des terrains, maisons et autres dépendances appartenant à la forge à partir des années 1970, l'ensemble du système socio-écologique de la vallée se trouva modifié. L'exploitation quasi collective de la vallée par les ouvriers-paysans céda la place à des démarches plus individuelles dans lesquelles la place de l'agriculture se réduisit peu à peu. C'est ainsi qu'apparurent les résidences secondaires, étangs et plantations d'épicéas « en timbre-poste » qui modifièrent profondément la physionomie de la vallée. L'abandon de l'activité paysanne eut également pour effet de favoriser les dynamiques écologiques de reconquête progressive des prairies ou champs par des successions végétales allant jusqu'aux strates arbustives et arborescentes (aulnaies essentiellement). Ce phénomène dit d'enfrichement est perçu globalement assez négativement par la population locale qui ressent une sorte d'abandon et de « fermeture » de la vallée, et il mobilise les élus, notamment par l'intermédiaire du Syndicat de coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord (Sycoparc) qui met en

2. Dans la mesure où très souvent c'étaient les femmes des ouvriers qui réalisaient une grande partie du travail agricole, ces dernières étaient affiliées au régime de sécurité sociale de leur mari.

place une politique spécifique de maîtrise de l'enfrichement. Cette politique est appelée la « gestion écologique des friches » (GEF). Elle s'appuie notamment sur l'introduction de bovins rustiques, achetés et gérés par le Sycoparc, et qui sont susceptibles de maintenir une certaine ouverture paysagère. C'est ainsi qu'en juin 1991, les premiers Highlands Cattles furent mis en place à Baerenthal, avec pour mission la régulation des friches par le broutage. Aujourd'hui, les Vosges du Nord comptent environ 190 de ces bovins écossais répartis sur près de 200 ha de terrains.

Malgré l'initiative mise en place par le Sycoparc, la vallée de la Zinsel du Nord n'a pas retrouvé l'aspect qui était le sien au milieu du siècle passé. Entre les zones de friches, les parcs à GEF (gestion écologique des friches) et aussi les résidences secondaires construites dans les années 1970, la vallée apparaît morcelée et sans véritable homogénéité environnementale. Dans ce contexte, l'intérêt de notre travail consistera à mettre en évidence comment les habitants de la vallée perçoivent l'espace environnemental dans lequel ils vivent au quotidien. Pour ce faire nous nous interrogerons sur la manière dont les représentations sociales conditionnent la conception que chaque individu se fait du paysage, afin de montrer s'il existe une ou plusieurs manières de concevoir la vallée et son environnement (CHENET, 1996).

La relation à l'environnement : une configuration socio-naturelle

Tenter de comprendre la manière dont un groupe d'individus perçoit le cadre environnemental dans lequel il vit passe nécessairement par la mise en évidence des éléments constitutifs propres à la vision de chaque membre de ce dernier. Or le rapport qu'entretient un individu avec son milieu quotidien ne relève pas de la donnée purement subjective, mais de la variable socialement construite. Comme le soulignait Pierre Bourdieu avec son concept d'*habitus* (BOURDIEU, 1970), le fait de trouver une vallée, un paysage ou un centre-ville beau n'est pas quelque chose qui va de soi. À l'inverse ce type de remarque (et davantage encore les explications et justifications qui vont avec), que l'on pense généralement comme intrinsèquement lié à une personne, est le fruit d'un long processus socialisant relevant de facteurs qu'il est possible de mettre en évidence et de catégoriser. Nous serons amené à le voir, cet *habitus* est pour Bourdieu non seulement un système de préférences, mais également un système générateur de pratiques. Conformément à ses goûts, chaque individu a un comportement cohérent qui lui semble naturel mais qui en réalité est le produit de ses expériences sociales.

Les relations qu'entretiennent au quotidien les individus humains avec la nature impliquent un certain nombre de dimensions en étroite interrelation. Parmi celles-ci on peut notamment citer :

- les pratiques. Celles-ci recouvrent les modes de relations concrètes avec la nature,

qui peuvent aussi bien être de l'ordre professionnel (agriculteurs ou forestiers) que de celui du loisir (jardinage ou promenade). Ces pratiques sont elles-mêmes en lien avec des formes d'insertion de l'individu dans un contexte social donné qui vont orienter les modalités de mise en œuvre de ces pratiques.

- les perceptions et représentations sociales. Sorte d'interface entre les pratiques et le contexte social de l'individu, les perceptions et représentations sociales forment des sortes de « visions de la nature » socialement élaborées et partagées, spécifiques à un groupe ou réseau social.

Les rapports concrets à la nature, c'est-à-dire à l'environnement particulier d'un individu donné à un moment donné, comprennent donc au moins deux dimensions indissociablement liées. D'une part, la relation physique telle que l'exploitation ou le prélèvement d'un élément de l'écosystème, ou encore le fait de parcourir (à pied, à vélo, en voiture...) un espace donné. Cette activité concrète délimite pour l'individu son territoire de nature spécifique (et les principales caractéristiques de cette nature ciblées par l'activité en question). D'autre part, et en lien direct avec l'activité, mais aussi en fonction des formes de socialisation de l'individu, se développent une perception et des représentations particulières de ce « bout de nature » qui vont influencer en retour les pratiques concrètes sur cette nature.

Le caractère hybride, à la fois concret et subjectif de ces zones de contact est bien rendu par la notion de prise écologique, développée par A. BERQUE (1990). La prise désigne les points de contact entre la société et la nature physique, qui n'existent que dans la relation entre les deux. Telle « ressource » ou « contrainte » n'existe pour la société que si celle-ci en prend acte ; la réalité ne fait sens qu'à partir du moment où la société s'y intéresse (de manière différenciée selon les acteurs sociaux et les époques), mais alors cette réalité ne devient pas que phénoménale ou subjective, elle est réelle et phénoménale dans et par la relation concrète et subjective qui s'établit entre cette portion de nature et cette portion de société.

Ainsi, en première analyse, le modèle du rapport concret à la nature repose sur les éléments principaux suivants :

- les relations entre société et nature s'articulent autour de deux pôles (l'un naturel, l'autre social) ayant chacun ses dynamiques propres ; la zone d'interaction (système hybride) correspond à des portions de nature plus ou moins colonisées par le système culturel (social). Ce dernier développe des structures matérielles et symboliques dont une part importante est autopoïétique. Ainsi, quand un élément du pôle naturel entre en contact avec le système hybride, les ajustements éventuels entre système naturel et système culturel se font a posteriori et sont variables d'un système culturel à l'autre.
- les zones de contact (prises) entre les acteurs sociaux et la nature sont dépendantes des pratiques concrètes de ces acteurs ; elles mobilisent par conséquent des éléments

différents et spécifiques de l'écosystème et participent ensuite nécessairement à des perceptions et des représentations différentes.

Au final, les relations concrètes et symboliques à la nature se caractérisent par ce que l'on peut appeler des *configurations socio-naturelles* (WINTZ, 2009) qui font que chaque individu ou acteur projette dans sa portion de nature toute une série d'éléments d'ordre subjectif, qui l'engagent fortement et qui mettent en jeu sa cohérence en tant qu'entité psychologique et sociale. Ceci a plusieurs implications théoriques et pratiques. D'une part, un même espace naturel peut faire l'objet de différentes configurations, soit parce que les prises se situent sur des secteurs précis distincts (tel champ ou tel sentier), soit parce que les prises concernent des catégories naturelles distinctes (les oiseaux, les plantes...)³. D'autre part, quand le volet social de la configuration se modifie, l'acteur, pour reconstituer un comportement cohérent, peut être amené à modifier ses pratiques de la nature. Cela peut être le cas d'un agriculteur qui « décide » pour différentes raisons personnelles ou sociales de passer au bio : ses relations pratiques et symboliques à la nature vont en être transformées également. D'autre part, une modification du volet naturel de la configuration (par exemple la transformation d'un écosystème du fait du changement climatique ou d'une intervention aménagiste) peut également entraîner une nécessaire réorganisation de la composante psychosociologique de l'acteur (représentations, relations sociales...).

D'un point de vue général, ces configurations socio-naturelles peuvent prendre deux formes idéaltypiques extrêmes (avec tous les cas intermédiaires possibles) :

- la nature « travaillée », qui existe comme telle grâce à l'intervention humaine (cas des agriculteurs, gestionnaires, forestiers...)
- la nature « contemplée », caractéristique des populations urbaines pour lesquelles la nature est essentiellement un cadre paysager.

Dans chaque cas, la configuration comprend, pour un temps donné, une portion de nature correspondant au type de pratique considéré (et qui s'applique concrètement sur un espace particulier, spécifique à chaque individu) ainsi que des représentations et des formes d'appropriation spécifiques.

Dans cette logique analytique, l'enquête que nous avons menée auprès des habitants de la vallée de la Zinsel du Nord nous permet de distinguer a priori deux facteurs jouant chacun un rôle prépondérant dans la perception que chaque individu de cette vallée se fait des friches. D'une part, les formes de socialisation en lien avec la vallée à travers soit les pratiques vécues et historiquement intégrées issues de la période des ouvriers-paysans, soit une approche plus actuelle et contemplative dans laquelle la vallée est appréhendée dans sa physionomie actuelle par une population socialisée hors contexte. D'autre part, les formes d'expérience concrète de la vallée et le rôle qu'elles jouent dans sa perception.

3. Cette approche renvoie au concept de niche écologique développé par GUILLE-ESCURET (1989).

Le travail de recherche a été mené dans 3 communes de la vallée de la Zinsel du Nord : Mouterhouse (310 habitants) étant la commune située la plus en amont, Zinswiller (765 habitants) étant celle qui est la plus en aval et Baerenthal (724 habitants) situé entre les deux précédentes.

Des entretiens semi-directifs ont été réalisés auprès de 26 habitants des 3 communes, âgés de 25 à 81 ans. Cette approche qualitative permet de donner la priorité au point de vue des acteurs, à leur définition de la situation et de cerner leurs représentations et leurs pratiques.

Les entretiens se répartissent de la façon suivante :

- 9 à Baerenthal.
- 8 à Mouterhouse.
- 9 à Zinswiller.

1. La perception de la vallée : une socialisation à deux dimensions, source de bipolarisation

1.1. « L'expérience de la vallée »

Dans les propos que nous avons recueilli lors de cette enquête, c'est précisément « l'expérience » qui constitue le premier facteur différenciant les perceptions des habitants. En effet, la connaissance de la vallée, de son histoire, de son évolution conditionne non seulement l'intérêt des personnes pour le sujet dont il est ici question, mais aussi et surtout l'orientation de leur discours. En découle une première forme de catégorisation de notre échantillon entre ces deux pôles antinomiques que nous nommerons les « anciens » et les « nouveaux ».

Les « anciens » habitants

Pour les premiers, qui pour la plupart sont nés et ont grandi dans la région, le visage actuel de la vallée est unanimement mal perçu (même si le degré de critique, nous le verrons plus loin, varie en fonction d'un autre facteur important). Aujourd'hui retraitées, ces personnes ont toutes connu la « période De Dietrich » : celle des ouvriers-paysans où toute la vallée était soit fauchée à la main, soit cultivée par les employés de l'entreprise (ou par leurs femmes) afin d'entretenir les bêtes et de nourrir la famille.

M C. de Mouterhouse :

« Autrefois, quand je suis arrivé dans le village, il y avait une vache pratiquement dans une maison sur deux, et tout le monde faisait du foin dans la vallée. Je m'en souviens bien, parce que toute la vallée était fauchée. Même le plus bas vers Baerenthal, tout ça c'était fauché.

(...) *Moi j'avais des grandes bêtes : des vaches. Et j'avais aussi un âne dans le temps. Mais bon, ça c'est parce qu'il me fallait le foin. Je faisais des parcs et puis... c'était à De Dietrich. Oui, parce que je payais pour le terrain, je le louais pour mettre les bêtes, et dans le temps je payais 50 Francs. 50 Francs pour tout le terrain. Et à la fin, quand ils ont vu que le terrain était toujours nettoyé, alors ils m'ont dit « écoutez monsieur C., vous n'avez plus besoin de payer. On est déjà content que vous le nettoyez ».*

M J de Baerenthal :

« Avant les hommes travaillaient à l'usine et c'était les femmes qui s'occupaient de l'agriculture. (...) 80% de la vallée était cultivée : il y avait de l'avoine, des pommes de terre, un peu de blé aussi. Les autres 20% étaient en herbe ».

Pour les « anciens », l'importance qu'a eu cette période sur leur conception du paysage est donc considérable. Le souvenir de l'« ancienne vallée » (comme disent certains) est d'ailleurs le plus souvent évoqué avec nostalgie, comme une sorte de paradis perdu.

M B. de Baerenthal :

« La vallée était plus jolie dans le temps que maintenant. (...) Avant tout le monde avait des vaches et des boeufs, c'était bien propre. Tout le monde fauchait à la main. C'était bien, on voyait sauter les poissons dans l'eau quand on était sur la route. Aujourd'hui on ne les voit plus trop sauter, la verdure est trop haute ».

M K. de Zinswiller :

« Quand on était jeune, on allait se baigner dans la Zinsel, là à l'entrée du village (en venant de Baerenthal). C'était un endroit magnifique à l'époque. Les gens y venaient pour pique-niquer ».

M C. de Mouterhouse :

« La vallée, elle est complètement fermée en ce moment. (...) En été on ne voit même plus les deux maisons qui sont au bout. On ne voit plus rien. C'est comme à l'église protestante là-haut, à l'époque quand on se mettait-là au coin, c'était une belle photo. Vraiment une belle photo. Et maintenant on voit presque plus rien, à part les arbres qui ferment tout ».

Habités à l'image d'une vallée ouverte, les « anciens » assimilent l'enfrichement à une sorte d'« abandon », de « laisser-aller » et la possible évolution des friches en forêt (comme l'aulnaie marécageuse située à proximité de l'allée des Bouleaux à Baerenthal) ne les inspirent guère.

M G. de Mouterhouse :

« Laisser les mauvaises herbes se développer, pourquoi faire ? La plupart du temps ces coins sont remplis d'arbres merdiques qui poussent dans l'eau qui ne servent à rien même pas pour le chauffage ».

Pour de nombreux « anciens », la question esthétique ne constitue toutefois pas la

critique la plus importante concernant l'évolution environnementale qu'a connue la vallée. Autant que par le passé, le problème est avant tout d'ordre sanitaire.

M C. de Mouterhouse :

« J'ai entendu beaucoup de gens âgés qui étaient là, comme mon voisin qui avait 91 ans quand il est mort, qui m'ont raconté plusieurs fois des choses : il paraît qu'il y a des livres où il est écrit qu'autrefois il y avait des maladies dans la vallée. La maladie de la vase, du terrain pourri quoi. Parce que c'est marécageux ici ».

Mme D. de Baerenthal :

« Si on remonte au 18ème siècle, Baerenthal était effectivement malsain. Dans un de ses livres Goethe parle de Baerenthal en disant que c'est malsain, qu'il y a des troncs pourris partout. Je pourrai aussi parler de Jean-Guillaume Goldenberg, qui n'était pas seulement l'industriel, c'était aussi la personne qui s'était occupée de l'assainissement de la vallée, parce que la vallée était fermée, les brouillards ne pouvaient pas s'échapper, donc il y a eu des cas de fièvres, ce que j'appellerai même du paludisme ou de la malaria. Les gens en mourraient ».

Ces références aux différents problèmes sanitaires (« fièvre des marais », paludisme, malaria) qu'a connus par le passé la vallée demeurent toujours très ancrées dans les esprits, notamment à Baerenthal où l'action de Jean-Guillaume Goldenberg est aujourd'hui encore célèbre et célébrée.

L'autre source d'inquiétude revenant fréquemment dans les propos des « anciens » est également liée à des questions d'ordre sanitaire puisqu'elle repose sur l'état actuel de la Zinsel. Pour eux, le quasi-abandon de son entretien a suivi celui du fond de vallée.

M C. de Mouterhouse :

Autrefois, je me rappelle, tous les gens qui avaient une propriété ou qui louaient un pré ou un champ qui étaient près d'une rivière, ils étaient obligés de nettoyer la rivière. On avait une faux pour couper les herbes et puis on avait aussi un crochet, de 4 mètres de long, pour sortir la saleté qui était dans la rivière. Il fallait la sortir. Il fallait pas la laisser partir. Et ça maintenant, il n'y a plus personne qui le fait. Même les associations de pêche ne font plus rien. Ils s'arrangent pour avoir juste la place pour pêcher, mais sinon ils ne font plus rien.

M J. de Baerenthal :

« La Zinsel, elle n'est plus curée comme dans le temps. À mon époque, il y avait des syndicats de curage, tout ça n'est plus. Maintenant c'est les pêcheurs qui s'en occupent. Mais bon elle n'est plus curée à fond comme dans le temps. Ils font le juste nécessaire pour les abords, les rives, pour maintenir l'écoulement de l'eau ».

Certains « anciens » tentent de faire face à ces problèmes à travers des initiatives personnelles se rapprochant des méthodes utilisées sous l'« ère De Dietrich » : faucher son terrain ou y faire paître une ou plusieurs bêtes, creuser des canaux sur son terrain pour que l'eau puisse s'écouler naturellement dans la Zinsel (système des prairies à dos

utilisé par les ouvriers-paysans). Mais ces dernières s'avèrent souvent vaines dans la situation environnementale actuelle de la vallée.

M G. de Baerenthal :

« Rien n'est suivi, et ça fait des années. Dans le temps, les gens étaient obligés de nettoyer leur portion, mais tout ça, ça a été abandonné. Aujourd'hui avec nos rigoles, est-ce que l'eau peut s'écouler correctement, avec une Zinsel haute ? Non, elle peut pas. L'évacuation d'eau ne se fait pas et tous nos prés sont humides. Si la Zinsel était au même niveau qu'il y a 30 ans là ça marcherait. (...) Le vrai problème c'est donc la Zinsel. Son niveau doit baisser de 80 centimètres, voire d'un mètre ».

Les « nouveaux » habitants

À l'inverse, pour les « nouveaux » habitants, en majorité des néo-ruraux installés dans la vallée depuis moins de 10 ou 15 ans, les propos tenus sont totalement différents. N'ayant pas connu la « période De Dietrich », ces derniers n'ont pour la plupart pas conscience de l'évolution environnementale qu'a connue la vallée. Le plus souvent les termes de friche ou d'enfrichement ne leur évoquent rien. Pour eux, la vallée n'est pas redevenue « sauvage », elle a simplement toujours été ainsi. Si certains sondés pointent des endroits « moins entretenus que d'autres », la critique reste toujours légère et la plupart d'entre eux soulignent que c'est aussi pour cet aspect présumé « vierge », « intact » qu'ils sont venus s'installer dans cette vallée.

Mme E. de Baerenthal :

« Sur la route qui mène à Zinswiller, c'est vrai que c'est plus sympa et agréable quand c'est ouvert. Mais bon, quand c'est renfermé on aime bien aussi fouiner dans les chemins et trouver des belles choses ».

Mme P. de Zinswiller :

« Il y des endroits qui ont l'air moins entretenus que d'autres, le long de la route par exemple. Il y a des endroits où on voit qu'il y a des ronces qui commencent à pousser, etc. Mais bon, nous ça ne nous choque pas. C'est la nature.»

Ce sentiment de passivité face à un environnement naturel que les « nouveaux » semblent parfois subir, tranche avec le discours de « nécessaire intervention humaine » tenu par les « anciens ». Seule une personne semble particulièrement sensible à l'évolution de l'espace environnemental de la vallée. Titulaire d'un BTS en gestion forestière et habitant à proximité de la Zinsel, il pense que son entretien et celui de ses abords seraient une bonne chose, mais d'un point de vue naturaliste.

M R. de Mouterhouse :

« C'est qu'il y a encore pas mal d'arbres qui datent de la tempête et qui bouchent par endroits. Mais que ce soit laissé à l'abandon c'est pas tellement le problème. Par contre ce qu'il faudrait faire c'est rouvrir tous les petits bras d'eau adjacents pour éventuellement permettre

une reproduction naturelle du poisson ».

L'attraction des pôles

Bien entendu, et pour ne pas caricaturer les propos que nous avons recueillis, tous les points de vue exprimés ne sont pas aussi clairement tranchés, chaque personne interrogée ne s'inscrivant pas logiquement dans l'une de ces deux catégories arbitraires. Certains avouent ainsi volontiers apprécier la vallée pour ses deux visages, sauvage et entretenu. Pour autant, on constate que le juste milieu n'existe pas et qu'inévitablement le discours du sondé se rapproche de l'une de ces deux catégories.

Mme. D. de Baerenthal :

« Je préfère les forêts diversifiées. Et aussi toujours le côté sauvage. Pas des chemins tout faits. Non, sinon on peut aller se balader dans un parc » (Plus loin au cours du même entretien) « Je prends souvent l'allée des Bouleaux pour aller à la mairie. En descendant cette allée, sur ma droite il y a tous ces arbres qui croupissent. Il fut un temps, il y avait une fontaine où nous cherchions de l'eau. C'était merveilleux, c'était dégagé. Maintenant tous ces arbres, à mon avis, ça pourri ! (Pourtant avant vous m'aviez dit que vous aimiez bien cet aspect sauvage ?) Sauvage oui, mais entretenu quand même. (...) Qu'il y ait des friches oui, mais d'un autre côté, et là je reviens à tous ces arbres, un petit peu mettre la main de l'homme, sinon nous allons nous fermer. C'est beau, c'est très beau, mais à mon avis on ne peut pas être trop sauvage ».

M K de Zinswiller :

« Moi je ne la trouve pas plus belle ainsi (en parlant de la vallée). Une vallée un petit peu entretenue c'est toujours mieux qu'une vallée sauvage. On n'est pas dans la jungle. (...) Bon il y a certains endroits sauvages qui peuvent être beaux aussi. Mais comme dans certaines vallées, je pense à la Forêt Noire, vous avez de la verdure, de l'air et du soleil qui peuvent rentrer. C'est quand même mieux que de longer des bancs de sapins de 15 mètres, comme à Baerenthal».

Même si chaque personne interrogée choisit, parfois inconsciemment, son « camp », l'opposition que nous faisons ici entre « anciens » et « nouveaux » habitants ne doit pas s'apparenter à une opposition générationnelle, mais bien à une différenciation d'ordre culturel dans la mesure où c'est « l'expérience de la vallée » (pour paraphraser BERQUE (1995)) qui conditionne le point de vue de l'interrogé. Les termes d'« anciens » et de « nouveaux » se comprennent donc avant tout comme une manière de penser la vallée intimement liée à la connaissance de cette dernière. Par ailleurs, cette connaissance ne se doit pas nécessairement d'être vécue, elle peut également se transmettre d'une génération à l'autre.

C'est pour cela que l'on retrouve chez certaines personnes n'ayant pas connu directement la « période De Dietrich » (soit parce qu'elles sont trop jeunes, soit parce qu'elles ne se sont installées dans la vallée qu'après) un discours comparable à celui d'un « ancien ». A l'inverse, dans d'autres cas cette transmission ne se fait pas et donc des per-

sonnes ayant grandi dans la vallée tiennent des propos en tout point identiques à ceux des « nouveaux ».

L'exemple des rudbeckies

L'un des symboles forts de cette bipolarisation des points de vue concernant l'évolution de la vallée est la manière dont les sondés évoquent la présence des rudbeckies. Reconnaissable aux fleurs jaunes dont elle se pare durant l'été, cette plante, bien que totalement étrangère à la vallée (elle serait originaire du Canada), a connu un développement particulièrement rapide, notamment entre Mouterhouse et Baerenthal où elle a aujourd'hui colonisé une importante partie du fond de vallée.

Pour ce que nous avons nommé plus haut les « nouveaux » la présence de cette plante est un élément très positif, en concordance avec leur vision d'une vallée « sauvage ».

Mme M. de Mouterhouse (qui habite juste en face du « champ » de rudbeckies) :
« *Oh c'est beau. Moi je trouve ça magnifique, surtout en été. Tous les ans il y en a de plus en plus. Au début c'était juste au début de la vallée et maintenant ça va presque jusqu'à Baerenthal* ».

Mme D. de Baerenthal :
« *Ah ben ça c'est merveilleux ! Ça c'est effectivement ce côté sauvage que j'aime. Parce que si on parle fleurs, moi je n'aime pas tout ce qui est aménagé. Je préfère la diversité et là, ces fleurs, c'est quelque chose de très spécifique. (...) Bon il faut pas non plus que ça prolifère prolifère, c'est comme dans tout. Mais quand même il ne faudrait pas le couper ou le scinder* ».

À l'inverse, si certains « anciens » reconnaissent, le plus souvent à demi-mot, l'aspect « attrayant » de cette plante (pour reprendre les mots du maire de Mouterhouse dans le travail de Lucie Dupré (DUPRE, comm.pers.), tous en revanche critiquent son expansion incontrôlée qu'ils assimilent directement à celle des friches.

M C. de Mouterhouse :
« *Et les fleurs jaunes qui viennent en ce moment... (Les rudbeckias ?) Oui, il y en a en pagaille en ce moment. Autrefois il n'y en avait presque pas. Bon c'est joli, mais il y en a de trop. C'est plus... quand il y a un coin là ça va, mais maintenant il y a toute la vallée qui est pleine. C'est de trop. En plus il y a les arbres qui poussent au milieu, alors c'est... c'est plus pareil* ».

M G. de Baerenthal :
« *Nous on a encore de la chance qu'il y a un paysan qui fauche le terrain devant chez nous, sinon ça serait envahi comme à Mouterhouse. (...) Bon c'est vrai qu'en été c'est joli ces fleurs jaunes, mais là comme maintenant* ».

1.2. Le lieu d'habitation

Comme nous l'avons déjà souligné plus haut, les trois communes concernées par notre étude, bien qu'étant regroupées dans la même vallée, sont relativement distantes l'une de l'autre. Or dans les propos que nous avons recueillis ce facteur géographique n'a rien de secondaire, au contraire, il influence considérablement le facteur précédent. Le constat qui s'impose est que plus la personne interrogée réside en aval de la Zinsel et plus la question de l'enfrichement de la vallée occupe une place secondaire dans son discours. Bien que tous les deux opposés au développement des friches, on constate que la critique de l'« ancien » de Mouterhouse est toujours nettement plus appuyée que celle de l'« ancien » de Zinswiller.

Nous n'affirmons pas que les habitants de Zinswiller se désintéressent totalement de l'évolution de la vallée⁴, mais que les interrogations et les problèmes qu'elle suscite dans les deux autres communes n'interviennent ici pas spontanément dans les propos des personnes sondées (à l'exception notable d'une personne qui, précisons-le, travaille pour l'ONF).

En questionnant les habitants sur les principaux changements qu'a connus la vallée depuis leur arrivée, les personnes formant l'échantillon de Mouterhouse évoquent majoritairement et spontanément le thème de la « fermeture » et de l'enfrichement de la vallée. À Zinswiller, pour la même question, les sondés évoquent en premier lieu l'embellissement de la commune, les efforts qui ont été consentis pour son fleurissement, d'autres critiquent l'attitude des agriculteurs (et l'arrachage d'arbres fruitiers situés dans certains champs), mais l'enfrichement de la vallée, même en posant directement la question à l'interrogé, ne retient qu'assez peu l'attention.

M K. de Zinswiller :
« *C'est vrai qu'avec le retour des friches il peut aussi y avoir un peu plus d'humidité. Mais bon, nous on est pas tellement concerné* ».

Dans le cas de Baerenthal, conformément à sa position géographique, l'intérêt des habitants pour les questions d'enfrichement est plus variable. La teneur parfois contradictoire des propos des habitants de la commune souligne que le lieu d'habitation constitue un facteur qui peut conditionner la perception environnementale à deux niveaux distincts : d'un côté la commune dans laquelle vit la personne, mais également d'un autre côté la partie de la commune dans laquelle est située son habitation. Car si Baerenthal dispose d'une forte concentration d'habitations dans ce que nous pouvons appeler son « centre », c'est-à-dire autour de la mairie, le village a également la caractéristique d'être particulièrement étalé, avec des habitations (surtout des résidences secondaires) répandues quasiment tout le long de la route menant à Zinswiller (le restaurant « *A l'Arnsbourg* » délimitant la fin de l'espace communal). Or ce que l'on constate c'est que la perception qu'ont les habitants de l'enfrichement n'est pas la même pour

4. Et ce même s'il est vrai que compte tenu du nombre de refus que nous y avons essayé nous avons eu plus de difficultés à constituer notre échantillon pour cette commune que pour les deux autres.

ceux qui vivent dans le centre de la commune et pour ceux qui vivent « plus à l'écart ».

Dans le centre de la commune les habitations sont regroupées et structurées à l'image d'un village de plaine. De ce fait les personnes y résidant évoquent fréquemment les friches comme un élément extérieur à leur espace environnemental quotidien. Pour eux, l'enfrichement de la vallée constitue un problème esthétique parfois évident, mais qui ne se pose qu'en dehors de la commune. Ce sentiment d'une vallée ouverte et d'un niveau d'enfrichement contrôlé jusqu'aux abords de la commune est par ailleurs renforcé par la présence du parc à Gestion Ecologique des Friches (GEF) au sein même de la commune.

Mme K. de Baerenthal :

« Le problème se pose surtout en allant vers Zinswiller. C'est vrai que là... C'est vrai que c'est peut-être pas trop bon et il faudrait peut-être intervenir d'une façon ou d'une autre. C'est vrai que la végétation prend très vite le dessus et (souponne)... Quand je vais sur Inzwiller aussi, c'est vrai que c'est très fermé ».

M B. de Baerenthal :

« Ici à Baerenthal ça va encore, parce qu'on a les Highlands. Mais vers Zinswiller, à droite ou gauche de la route, il y a des endroits où on peut presque plus rentrer maintenant. (...) Les sapins, c'est plus beau quand c'est petit, maintenant il y en a qui sont trop gros, et puis il y a des haies aussi ».

Pour les résidents des maisons isolées comme à Multhal et Obermulthal, ou à l'opposé pour celles situées en direction de Mouterhouse (près de l'étang de Baerenthal notamment), le rapport à la friche est nettement plus concret. Le discours des personnes interrogées délaisse l'aspect esthétique pour se concentrer sur des nuisances pratiques, celle de la vie de tous les jours.

M G. de Baerenthal :

« Le gros problème c'est l'humidité. À cause de ça l'été on est envahi par les moustiques. On ne peut même plus s'asseoir dehors sur la terrasse. Et c'est pas des petites bestioles. La nuit on ne peut même pas ouvrir les fenêtres tellement on les entend ».

Le sentiment d'être « coupé du monde »

Cet élément est exprimé par une très large majorité des personnes interrogées comme l'aspect le plus négatif dans le fait d'habiter dans la vallée de la Zinsel. La plupart d'entre elles évoquent les difficultés pratiques liées à l'enclavement de cette dernière : problème pour trouver un emploi proche de son lieu d'habitation, pour faire ses courses, pour scolariser ses enfants (notamment à partir du lycée), etc.

Pour les « nouveaux », ces problèmes sont assumés dans une logique le plus souvent clairement établie relevant du « choix de vie » (les prix relativement bas de l'immobilier dans la région étant un autre élément non négligeable). Dans ce cas, le sentiment d'être « coupé du monde » est vécu comme une mise à l'écart positive puisque souhaitée au départ.

Mme P. de Zinswiller :

« C'est vrai qu'au début avec mon mari on voulait d'abord s'installer plus près de Strasbourg, à cause du côté pratique et tout. Mais on a vraiment aimé le côté reposant du village. Et puis le cadre, pour les enfants c'est mieux qu'en ville ».

Mme M. de Mouterhouse :

« Mon mari fait tous les jours 160 kms aller-retour pour aller travailler. Vous vous imaginez ? Mais en même temps regardez la chance que l'on a ».

Dans la perspective des « anciens », ce sentiment est ressenti beaucoup plus négativement. Les contraintes liées à l'enclavement de la vallée sont vécues comme une fatalité car elles sont mises en parallèle avec le déclin de De Dietrich et l'impact qu'avait l'entreprise sur l'espace environnemental.

M C. de Mouterhouse :

« À l'époque tout était à De Dietrich. C'est eux qui s'occupaient de tout dans la vallée. Bon maintenant ils ont tout vendu à gauche, à droite, alors forcément ça ne sera plus jamais comme avant ».

Ce sentiment d'« enfermement » développé par les « anciens » se retrouve de manière récurrente à Mouterhouse. Comme nous le soulignons déjà plus haut, cette impression se base principalement sur l'évolution environnementale qu'a connue la vallée et la « fermeture de la vue » stigmatisée par de nombreux habitants de la commune. Mais, en comparaison avec les deux autres villages, elle peut également trouver une autre source d'explication : le manque d'attractivité de la commune. Baerenthal et Zinswiller disposent l'une et l'autre d'un « élément extérieur » qui dynamise la vie de la commune et par conséquent que portent sur elle ses habitants. Dans le cas de Zinswiller, nous l'avons déjà évoqué, cet élément est géographique, les préoccupations de la commune étant plus proche de celles d'un village de plaine que de vallée. Pour Baerenthal, l'élément est touristique. Sous l'impulsion de son ancien maire M. Jund, Baerenthal s'est progressivement structuré (création du syndicat d'initiative et de l'office du tourisme, aménagement du camping) pour devenir l'un des haut lieu affiché du tourisme vert.

Mme K. de Baerenthal :

« C'est vrai que ça s'est quand même pas mal développé en tout genre : tourisme, équipements, propreté également. Quand mes parents sont arrivés le tout-à-l'égout n'existait même pas ».

Mme D. de Baerenthal :

« Baerenthal est une station de tourisme vert, donc nous offrons ce que nous pouvons offrir, et à ce niveau nous avons une richesse excessive. Ce n'est d'ailleurs pas pour rien si nous sommes reconnus au niveau de la biosphère ».

À Mouterhouse, cette réussite est regardée par certains avec envie. Certes la commune dispose d'un grand étang très apprécié par les pêcheurs, mais certains habitants pen-

sent que la situation et le cadre de Mouterhouse pourraient être mieux exploités.

M G de Mouterhouse :

« C'est vrai qu'ici il n'y a pratiquement rien pour attirer du monde. Bon il y a le manque de travail, mais il y a aussi le manque d'activités touristiques. C'est dommage, parce que quand je vois Baerenthal où ils en sont... je me dis qu'il y aurait des trucs à faire ».

2. La perception de la gestion écologique des friches : solution transitoire idéale ?

La première partie de l'analyse des entretiens nous a permis de mettre en évidence deux facteurs ayant chacun une influence importante sur le processus de perception environnementale des habitants de la vallée de la Zinsel du Nord. Nous avons montré la façon dont l'« expérience de la vallée » (le facteur culturel) pouvait conditionner les perceptions individuelles des habitants de la vallée, mais également comment le lieu d'habitation de ces derniers (le facteur géographique) faisait considérablement varier l'élément précédent. Dans cette seconde partie, nous tenterons de vérifier si ces deux facteurs catégorisant exercent la même influence sur la perception qu'ont les habitants de la gestion écologique des friches.

2. 1. La GEF plébiscitée... mais pour des raisons différentes

Tout d'abord, il est important de préciser que ce n'est pas la gestion écologique des friches à proprement parler qui est presque unanimement saluée par les habitants comme un élément positif pour la vallée. Pour la plupart des personnes interrogées, le terme de GEF n'est pas très évocateur. En revanche la quasi-totalité des sondés connaît ses principaux « acteurs de terrains », les Highlands Cattles, ainsi que la raison de leur présence dans les fonds de vallée.

La non évocation de la GEF ne constitue donc pas un indicateur confirmant les catégorisations faites plus haut, d'autant plus que si une large majorité des sondés affirme ne pas avoir véritablement connaissance des actions menées par le Sycoparc, beaucoup d'entre eux assimilent les Highlands Cattles au Parc, ou inversement. Aux yeux des habitants de la vallée, la présence de ces bovins d'origine écossaise semble avoir été totalement intégrée. Aujourd'hui l'intérêt qui leur est porté semble largement dépasser celui de l'entretien des fonds de vallée.

Une solution paysagère intermédiaire

À Mouterhouse et Baerenthal, le travail réalisé par les Highlands Cattles semble être compris aussi bien par les « nouveaux » que par les « anciens ». Mais compte tenu de leur « expérience de la vallée », ces derniers sont logiquement plus sensibles aux résul-

tats de l'initiative.

M G. de Mouterhouse:

« Grâce à ces bovins, on voit réapparaître certains prés, alors qu'avant c'était la friche. C'est vraiment bien ça pour la vallée ».

À Baerenthal, où le parc à GEF est situé en plein cœur de la commune, la conscience de l'apport qu'ont les Highlands Cattles sur le paysage est très présente. Certains habitants soulignent d'ailleurs que la principale évolution qu'a connue la vallée est la GEF, et non pas l'enfrichement qui en est à l'origine.

Mme T. de Baerenthal :

« Le grand changement ça a été la mise en place des Highlands. Le fait que tout cela soit à nouveau entretenu, que ça ait aéré la vallée, ça je le perçois très positivement. Je trouve ça très bien ».

Certains sondés (dont l'ancien maire de Baerenthal Mr. Jund) soulignent d'ailleurs que le Parc « pourrait » mettre davantage de Highlands Cattles dans la vallée, notamment à Mouterhouse où le sentiment d'enfermement est, nous l'avons vu, particulièrement présent.

M G. de Baerenthal :

« Les Highlands ? C'est très bien. Là où ils les ont mis (à Baerenthal), ça marche très bien. Mais pour le reste de la vallée, comme chez nous ? (il habite entre Mouterhouse et Baerenthal à côté de l'aulnaie marécageuse). Donc c'est insuffisant. On devrait en mettre à d'autres endroits et si c'est pas possible on a qu'à y mettre des chevaux ou autre chose. »

M C. de Mouterhouse :

« Sur le terrain devant chez moi là, on aurait pu en mettre. Mais bon maintenant il n'y a rien d'autre que des ronces, des orties et les fleurs jaunes là (les rudbeckies) qui poussent là-bas . Avant j'y mettais aussi toujours mon poney sur ce pré ».

Mais pour certains « anciens », l'augmentation du nombre de Highlands Cattles n'est pas une solution dans la mesure où le travail réalisé par ces bovins n'atteindra jamais celui de la fauche à la main des ouvriers-paysans.

Mme D. de Baerenthal :

« C'est un avis personnel, mais j'ai un peu peur qu'en laissant tout ça à cet état... parce que moi je l'appelle la savane, parce que souvent c'est piétiné et tout. Bon c'est beau, c'est magnifique, c'est naturel, mais est-ce que effectivement ces Highlands Cattles arrivent à entretenir à eux seuls naturellement toute cette vallée. (...) À mon avis ça pourrait être un peu mieux. Maintenant est-ce qu'il faut augmenter le cheptel ? Je ne sais pas »

M B. de Baerenthal :

« c'est pas mal, mais bon, le résultat n'est pas aussi beau que dans le temps. Pas du tout. (...) »

Mais il vaut mieux ça, que d'être complètement enfermé.»

Si elle est globalement considérée comme positive sur le principe, aux yeux des « anciens » conscients de l'impossibilité pour eux de revoir la vallée telle qu'ils l'ont connue, la mise en place des Highlands Cattles constitue donc avant tout une solution intermédiaire entre le « tout sauvage » et le « tout entretenu ».

Un capital sympathie à exploiter

Pour les personnes n'ayant conscience de l'utilité des Highlands Cattles au niveau environnemental (c'est notamment le cas des « nouveaux » que nous avons interrogé à Zinswiller), on retrouve une perception qui se rapproche du regard extérieur que peuvent en avoir les touristes. Dans cette logique, le Highland Cattle est alors apprécié pour le côté « folklorique » qu'il dégage (l'image des vaches dans les villages de montagne).

Mme D. de Zinswiller :

« J'en ai vaguement entendu parler, mais non je ne sais pas à quoi ils servent. Mais c'est bien qu'il y ait des animaux dans la vallée, ça lui donne plus de charme. C'est sympa ».

Mais cette perception liée à une représentation stéréotypée d'une vallée idéalisée semble avoir été assimilée par l'ensemble des habitants. « Anciens » et « nouveaux » soulignent que la présence des Highlands Cattles redonne de l'intérêt et de la vie à la vallée de la Zinsel du Nord.

M C. de Mouterhouse :

« C'est bien, ça nettoie. Et puis c'est quelque chose de vivant qui est là. Comme avant quand tout le monde avait des bêtes».

Bien consciente de cet aspect de la GEF, la commune de Baerenthal en fait même un atout touristique supplémentaire.

Mme Bertel, responsable du camping de Baerenthal :

« Le fait d'avoir mis les Highlands dans les fonds de vallée, je trouve c'est vraiment un plus. D'une part ça les entretient, ça les nettoie et du point de vue touristique, les gens apprécient. De les avoir en plein milieu du village c'est sympathique. (...) C'est devenu un vrai point d'attraction que ce soit pour les enfants et surtout pour les touristes. (...) Souvent ils (les touristes) posent des questions sur leur origine, etc. Alors on leur explique pourquoi ils sont là, à quoi ils servent ».

Conclusion

La situation environnementale actuelle de la vallée de la Zinsel du Nord met en lumière deux conceptions paysagères radicalement différentes. D'un côté les habitants qui apprécient la vallée pour son côté « sauvage » et de l'autre ceux qui regrettent la vallée du milieu

du siècle passé. Pour autant, l'élément intéressant qui se dégage de l'ensemble des entretiens réalisés est que malgré leur aspect radicalement divergent ce que nous avons appelé les « nouveaux » et les « anciens » ne s'opposent pas véritablement. En effet, on ne peut pas parler d'opposition dans la mesure où premièrement les « nouveaux » ne disent pas préférer la vallée actuelle. Pour eux, qui ne connaissant pas l'« ancienne » vallée, la notion de choix n'existe pas. Ils aiment la vallée pour ce qu'elle est aujourd'hui et toutes considérations environnementales passées leur sont extérieures. Ensuite les « anciens » bien que nostalgiques de la vallée qu'ils ont connue (ou qu'on leur a conté) n'en demeurent pas moins réalistes. Ils savent que la vallée de la Zinsel du Nord ne pourra plus retrouver son lustre d'antan. Mais en même temps ils espèrent aussi une éventuelle amélioration de la situation.

Entre d'un côté des individus dont la méconnaissance du passé environnemental de leur lieu d'habitation ne peut qu'être comblé et de l'autre un groupe ouvert à toutes propositions susceptibles de redynamiser le paysage actuel, des ponts peuvent et doivent être trouvés.

L'initiative de la gestion écologique des friches s'inscrit dans cette démarche. Au-delà de l'action de défrichage des Highlands Cattles, la GEF constitue également un vecteur de lien social potentiellement très intéressant. Nous l'avons vu à Baerenthal, la GEF permet de sensibiliser les « nouveaux » à l'histoire environnementale de la vallée. Comme nous avons pu le constater dans notre enquête de manière générale, la simple compréhension de la présence des Highlands Cattles dans la vallée de la Zinsel du Nord suffit à transmettre toute une partie de l'histoire et de la culture environnementale de cette dernière.

Bibliographie

- BERQUE A. 1990. Médiante, de milieux en paysages, GIP - Reclus, Montpellier.
- BERQUE A. 1995. Les raisons du paysage. De la Chine antique aux environnements de synthèse. Harzan, Paris.
- BOURDIEU P. 1970. Le sens pratique Editions de Minuit, Paris.
- CHARLES M., CHLOUS-DUCHARME F., FAUGERE E. & WINTZ M. 2008. Science et démocratie dans la gestion de la nature : des ethno-sociologues pris dans la modélisation d'accompagnement. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* Volume 8 Numéro 2, <http://vertigo.revues.org/index4999.html>
- CHENET F. 1996. Le paysage et ses grilles. Actes du colloque de Cerisy-la-Salle, l'Harmattan, Paris.
- GUILLE-ESCURET G. 1989. Les sociétés et leurs natures. Armand Colin. Paris.
- WINTZ M. 2009. La nature quotidienne, entre exploitation et contemplation, *In* Collectif 2009. Humanité et biodiversité. Descartes et Cie. Ligue ROC. Paris, pp. 39-52.

 [Sommaire](#)

 [Article](#)

Verbreitung und Bestandsentwicklung der Laichkraut-Hybriden *Potamogeton* × *variifolius* und *P.* × *spathulatus* im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Vosges du Nord

Peter WOLFF
Richard-Wagner-Str. 72,
D-66125 SAARBRÜCKEN - DUDWEILER

Zusammenfassung :

Potamogeton-Hybriden sind nach morphologischen Kriterien schwierig zu bestimmen. Endgültige Sicherheit über die Elternarten bringt nur eine Kultur oder eine der Labormethoden. 2009 hat Z. Kaplan mittels DNA-Analyse die vermuteten Eltern zweier Hybriden im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Vosges du Nord bestätigen können. *Potamogeton* × *variifolius* (*P. berchtoldii* × *natans*) war seit 1959 im Falkensteinerbach in den Nordvogesen bekannt. Zunächst wurden die Elternarten nicht richtig erkannt. Die spätere Bestimmung des Autors erwies sich jetzt als richtig. Die Bestände in der Gebirgsstrecke waren 2010 bis auf minimale Reste verschwunden. Ursachen sind die zunehmende Beschattung, abnehmende Wasserführung und partielles Ausräumen der Bachvegetation. Seit 2005 wird jedoch ein größerer Bestand im selben Bach, aber schon in der Vorhügelzone am Unterende von Niederbronn-les-Bains beobachtet. Er erstreckt sich über 200 m Fließstrecke. Zumindest die zentralen 10 m² auf dem Fundament einer Brücke erscheinen vorerst gesichert. Ein schon lange erloschener Bestand in der Rodalb im Pfälzerwald war nach denselben morphologischen Kriterien bestimmt worden. Es war der einzige in Deutschland. *P.* × *spathulatus* (*P. alpinus* × *polygonifolius*) war ab 1810 (als *P. alpinus* × *natans*) an vielen Stellen in der Saarländisch-Westpfälzischen Moorniederung entdeckt worden. Der letzte Beleg von dort stammt aus 1935. Seit 1907 sind jedoch Funde im Pfälzerwald südlich von Kaiserslautern bekannt geworden, im Aschbach, Kottelbach und in der Moosalbe. Bis in die 1980er Jahre gab es überall reiche Vorkommen. Danach gingen die drastisch zurück wegen zurück gehender Wasserführung der drei Bäche. Der Aschbach trocknet sogar zeit- und stellenweise ganz aus infolge intensiver Grundwasserentnahmen im Oberlauf. Weniger abgenommen hat die Wasserführung in den beiden anderen Bächen. Hier sind unzureichende Niederschläge die Hauptursache. Sie führten zur Ausbreitung von *Salix aurita* im Kottelbach, vor allem aber von *Glyceria fluitans* in der Moosalbe. Beide Arten haben *P.* × *spathulatus* verdrängt. Im ganzen Einzugsgebiet sind davon

nur noch wenige m² übrig. Mit einem Aussterben muss hier gerechnet werden, wenn keine Maßnahmen erfolgen. Beide Hybriden gibt es weltweit nur noch in je zwei weiteren Gebieten. Die Bestände im Biosphärenreservat müssten also dringend erhalten werden. Die Möglichkeiten hierfür sind jedoch sehr beschränkt: vor allem Verstärkung der Wasserführung und Entfernen von Ufergehölz.

Résumé :

Les hybrides de *Potamogeton* sont difficiles à identifier sur la base de critères morphologiques. Seules la culture ou des techniques de laboratoire permettent d'avoir une certitude concernant les espèces parents. En 2009 Z. Kaplan a pu identifier, grâce à des analyses d'ADN, les parents présumés de deux hybrides dans la réserve de biosphère Pfälzerwald-Vosges du Nord. *Potamogeton* × *variifolius* (*P. berchtoldii* × *natans*) était connu depuis 1959 dans le ruisseau du Falkenstein dans les Vosges du Nord. Au début, les parents n'avaient pas été identifiés correctement. L'identification ultérieure faite par l'auteur s'est finalement avérée exacte. Les peuplements dans le cours montagnard de ce ruisseau étaient quasiment disparus en 2010. Les causes en sont l'augmentation de l'ombrage, la diminution du débit de l'eau et un curage partiel de la végétation du ruisseau. Un plus grand peuplement est cependant observé depuis 2005 dans le même ruisseau, mais déjà dans la zone des collines à l'aval de Niederbronn-les-Bains. Il s'étend sur une longueur de plus de 200 m. Au moins les 10 m² centraux, situés sur les fondations d'un pont, apparaissent en sécurité. Un peuplement disparu depuis longtemps avait été identifié sur la base des mêmes critères morphologiques dans le ruisseau de la Rodalb dans la forêt du Palatinat. C'était le seul existant en Allemagne. *P.* × *spathulatus* (*P. alpinus* × *polygonifolius*) avait été découvert à partir de 1810 (sous le nom de *P. alpinus* × *natans*) en de nombreuses stations dans la dépression marécageuse de la Sarre et l'Ouest du Palatinat. Le dernier prélèvement dans cette zone date de 1935. Depuis 1907 des découvertes ont cependant été réalisées dans la forêt du Palatinat au Sud de Kaiserslautern, dans les ruisseaux de l'Aschbach, du Kottelbach et de la Moosalbe. Il y avait partout des peuplements importants jusque dans les années 1980. Après, ils ont fortement régressé à cause de la baisse du débit de l'eau dans les trois ruisseaux. Le ruisseau de l'Aschbach s'assèche même parfois totalement par endroits, à cause de prélèvements d'eau importants dans son cours supérieur. Le débit a moins baissé dans les deux autres ruisseaux. Mais là, ce sont des précipitations insuffisantes qui sont la cause principale de la régression. Ils conduisirent à l'extension de *Salix aurita* dans le Kottelbach, mais surtout de *Glyceria fluitans* dans la Moosalbe. Ces deux espèces ont entraîné la régression par compétition de *P.* × *spathulatus*. Il n'en reste que quelques m² pour toute la zone. Sa disparition est probable, si aucune mesure n'est mise en oeuvre. Ces deux hybrides n'existent que dans deux autres territoires au monde. Les peuplements de la réserve de biosphère Pfälzerwald-Vosges du Nord devraient de ce fait être absolument préservés. Les possibilités pour cela sont cependant très restreintes : il faudrait avant tout renforcer les débits des ruisseaux et limiter le développement des ripisylves.

Summary :

Potamogeton-hybrids are difficult to determine according to morphological criteria. Final confidence regarding the parent-species is only possible by culture or by one of the laboratory methods. In 2009 Z. Kaplan could confirm the presumed parents of two hybrids in the Palatinate Forest-Northern Vosges Biosphere Reserve by DNA-analysis. *Potamogeton ×variifolius* (*P. berchtoldii* × *natans*) was known since 1959 in the Falkenstein-stream in The Northern Vosges. At first the parent species have not been correctly recognized. The later determination by the author proved now to be correct. The populations in the sandstone mountain stretch of the stream disappeared nearly totally until 2010, only smallest relics have been left. Reasons for this decrease are the increasing shading, lowering of water level and partial remove of the stream vegetation. Nevertheless since 2005 in the same stream a rather large population is observed, but already in the Tertiary Colline Zone at the lower part of Niederbronnles-Bains. It extends on about 200 m flood stretch. At least the central 10 m² on a bridge-foundation appear at first preserved. An occurrence in the Rodalb stream in the Palatinate Forest being extinguished since a long time had been determined according to the same morphological criteria. This population was the only one in Germany. *P. ×spatulatus* (*P. alpinus* × *P. polygonifolius*) had been detected since 1810 (as *P. alpinus* × *natans*) at many places in the „Marshy Lowland of Saarland and Western Palatinate“. The last specimens from this region originate from the year 1935. Nevertheless since 1907 locations in the Palatinate Forest south of Kaiserslautern became evident in the streams Aschbach, Kottelbach and Moosalbe. Until the 1980ies rich populations existed here overall. Thereafter they declined severely because of diminishing of water content of the three streams. The Aschbach even dries out from time to time and at several places because of excessive ground water extraction in its upper course. Little less diminished is the water volume of the two other streams. Here insufficient rainfall is the main reason, leading to expansion of *Salix aurita* in the Kottelbach, but especially of *Glyceria fluitans* in the Moosalbe. Both species displaced *P. ×spatulatus*. In the whole catchment area only some m² of this hybrid are left. In case no suitable measures of protection are induced, the extinction must be assumed in these streams too. Both hybrids do occur worldwide only in two further regions each. Therefore the populations in the Biosphere Reserve must urgently be conserved. The possibilities for this aim are yet very restricted: mainly the increase of the water level and the removal of the woody plants from the stream banks.

Schlüsselwörter : Laichkraut-Hybriden, *Potamogeton variifolius*, *Potamogeton spatulatus*, Biosphärenreservat Pfälzerwald-Vosges du Nord, Falkensteinerbach, Aschbach, Kottelbach, Moosalbe.

1. Einleitung

Findet man eine mutmaßliche *Potamogeton*-Hybride, so erhebt sich natürlich die Frage nach den Elternarten. Da man zunächst von morphologischen Kriterien ausgehen muss, ist die Festlegung auf eine Artenkombination immer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet (WIEGLEB *et al.*, 2008). Dies liegt an der morphologischen Plastizität der Wasserpflanzen im Allgemeinen und der von Laichkräutern im Besonderen, da die häufig wechselnden Eigenschaften des Wassers und des Substrats sich auf die Morphologie und die Vollständigkeit der Pflanzen auswirken.

Um endgültige Sicherheit zu erlangen, sind Kulturversuche (erst hier entwickeln sich oft komplette Pflanzen mit allen bestimmungsrelevanten Teilen) oder Laboruntersuchungen notwendig. Im Falle von *Potamogeton bennettii* (*P. crispus* × *P. trichoides*) aus der Rheinaue südlich Strasbourg genügte eine Kultur im Freiland, weil sich dabei die typischen Blüteneigenschaften von *P. trichoides* entwickelten. Die Beteiligung von *P. crispus* war nach den vegetativen Merkmalen sowieso eindeutig (WOLFF *et al.*, 1997). Unter Umständen kann auch eine cytologische Untersuchung zum Erfolg führen, vor allem wenn die vermuteten Elternarten unterschiedliche Chromosomenzahlen haben ($2n = 26$ oder 52).

Meist ist jedoch die Anwendung aufwändiger Labormethoden unerlässlich. Das *P. ×schreberi* (*P. natans* × *P. nodosus*) aus dem saarländisch-lothringischen Grenzraum hat Zdenek Kaplan von der Tschechischen Akademie der Wissenschaften durch Isozym-Analysen absichern können (KAPLAN & WOLFF, 2004; WOLFF, 2006 a).

Im Jahr 2009 hat Z. Kaplan, diesmal durch DNA-Untersuchungen, die bereits vermuteten Identitäten zweier *Potamogeton*-Hybriden aus dem Biosphärenreservat Pfälzerwald-Vosges du Nord bestätigen können. Diese Ergebnisse sind noch unveröffentlicht und wurden von Kaplan 2009 dankenswerterweise brieflich mitgeteilt. Sie werden im Folgenden dargestellt, die Bestandsentwicklung beider Hybriden bis 2010 beschrieben und die Möglichkeiten ihrer Erhaltung diskutiert.

2. *Potamogeton ×variifolius* (*P. berchtoldii* × *P. natans*)

Von dieser Hybride sind weltweit sonst nur noch Vorkommen in Südwest-Frankreich und in Nordwest-Irland bekannt geworden.

2.1 Im Falkensteinerbach (Nordvogesen)

Die Bestimmungsgeschichte dieser Sippe bestätigt die objektiven Schwierigkeiten beim Erkennen von Elternarten. Hier waren skandinavische Spezialisten anhand von Herbarbelegen zunächst zu den Ergebnissen „*P. gramineus* × *P. natans*“ und „*P.*

berchtoldii × *P. alpinus*“ bzw. „*P. berchtoldii* × *P. coloratus*“ gelangt (ENGEL & KAPP, 1961; ENGEL & KAPP, 1964; KAPP, 1962; KAPP, 1967). Dagegen vertrat der Autor seit 1983 anhand der lebenden Pflanzen die Meinung „*P. berchtoldii* × *P. natans*“, was ihm A. C. Jermy, N. Holmes und C. Newbold aus London anhand von Belegen damals bestätigt hatten (WOLFF, 1989) und jetzt auch Z. Kaplan. Beide Eltern kommen im Auenabschnitt des Falkensteinerbachs mit *P. ×variifolius* vor: *P. berchtoldii* in einem parallel verlaufenden Graben nördlich Niederbronn, *P. natans* im Bach selbst. Diese Art ist hier jedoch offenbar morphologisch von der Hybride praktisch nicht zu unterscheiden. Jedenfalls hat Z. Kaplan (briefl. Mitt. 2004) Pflanzen von dort erhalten, die in Kultur bei ihm reichlich fruchteten, was bei der Hybride nie vorkommt. Es muss sich dabei um eine extrem zierliche Fließwasserform von *P. natans* gehandelt haben.

Der Abschnitt des Falkensteinerbachs, in dem E. Kapp die Hybride ab 1959 an etwa zwölf verschiedenen Stellen entdeckt hatte, erstreckte sich von Philippsbourg (Moselle) bis Niederbronn-les-Bains (Bas-Rhin) innerhalb der Nordvogesen. In den 1980er Jahren konnte der Autor, je nach Jahr, noch eine bis neun elsässische Fundstellen bestätigen. Die von Kapp noch gesehene Art *P. alpinus* war damals bereits erloschen. Die häufigen Sandumlagerungen auf der Bachsohle ließen immer wieder Vorkommen vorübergehend oder ganz verschwinden. In den 1990er und 2000er Jahren war schließlich nur noch das an der Brücke von Breitenwasen (zwischen den o. g. Orten) nachweisbar. 2009 und 2010 waren dort nur noch wenige kümmerliche Pflanzen ohne Schwimmblätter vorhanden. Ursachen für den Rückgang sind zum einen der sehr dicht gewordene Schatten der Ufer-Erlen, zum anderen das Räumen des Bachs. Der Oberlieger hatte dies praktiziert, obwohl er deswegen schon bestraft worden war, da die Hybride in Frankreich geschützt ist.

Eine durchgehende Kontrolle des Bachlaufs ist heute nicht mehr möglich, da die Ufer fast überall unzugänglich geworden sind durch sich ausbreitendes Ufergehölz und Brombeeren sowie durch Einzäunungen. Es ist deshalb nicht ganz ausgeschlossen, dass unterhalb von Breitenwasen hie und da noch einige Pflanzen leben, aber eher unwahrscheinlich, denn die abnehmende Wassermenge spielt sicherlich ebenfalls eine schädliche Rolle zusätzlich zur Beschattung.

Im Jahr 2005 konnte der Autor (aufgrund des Hinweises eines Einheimischen) eine Population von etwa zehn Quadratmetern neu nachweisen, und zwar auf dem Fundament der untersten Bachbrücke in Niederbronn-les-Bains (Abb. 1). Sie liegt geographisch schon in der Vorhügelzone. Die Wassertiefe beträgt dort im Hochsommer 5-15 cm. 2009 ist dort folgende soziologische Aufnahme nach der Methode BRAUN-BLANQUET entstanden (Tab. 1).

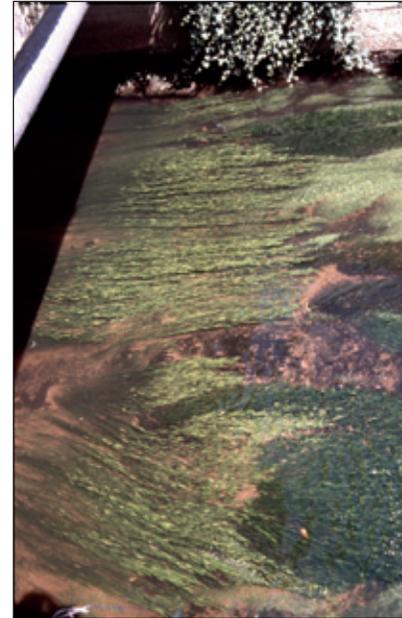


Abb. 1 : *Potamogeton* ×*variifolius* auf einem Brückenfundament in Niederbronn-les Bains zusammen mit *Ranunculus peltatus*, *Callitriche platycarpa* u.a. am 8.8.2010.

Σ Makrophyten-Deckung: 65%	
Gefäßpflanzen:	
<i>Potamogeton xvariifolius</i>	3.5
<i>Callitriche platycarpa</i>	2.5
<i>Ranunculus peltatus</i>	1.4
<i>Callitriche hamulata</i>	+ .3
Kryptogamen:	
<i>Fontinalis antipyretica</i>	2.4
<i>Platyhypnidium riparioides</i>	1.4
<i>Leptodictyum riparium</i>	1.4
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	+ .4
<i>Audouinella chalybaea</i>	r.2
<i>Audouinella hermannii</i>	r.2

Tab. 1 : Soziologische Aufnahme nach BRAUN-BLANQUET der o.g. Stelle auf einem Brückenfundament in Niederbronn-les Bains 2009.

Die floristische Zusammensetzung deutet auf mittlere Verschmutzung hin, vor allem wegen des Vorkommens von *Leptodictyum riparium* und der zwei *Audouinella*-Arten (Rotalgen). Am 9. August 2009 betrug der pH-Wert hier 7.6, die Leitfähigkeit 280 µS/20°C.

In den je 100 m bachaufwärts und bachabwärts anschließenden unbeschatteten Fließstrecken kommt die Hybride ebenfalls vor. Sie ist allerdings nicht in jedem Jahr zu sehen, was auch hier auf gelegentliche Bachräumungen schließen lässt. Das Potential ließ sich 2010 erkennen: hier wuchsen weitere 25 bzw. 15 m² in tieferem Wasser bzw. über Schlamm, Sand und Steinen (Abb. 2). Die Gesamtfläche von rund 50 m² ist wahrscheinlich umfangreicher als sie je jemals auf der Vogesen-Strecke war. Weiter bachabwärts, in Reichshoffen, fehlt die Hybride bereits. Sie wird hier innerhalb der Wasservegetation durch *Ranunculus fluitans* ersetzt, eine typische Art von Flüssen im Oberrheingraben.



Abb. 2 : *Potamogeton xvariifolius* im Falkensteinerbach unterhalb der in Abb. 1 abgebildeten Straßenbrücke am 8.8.2010.

Zur Wasserqualität : Am Breitenwasen sind die pH- und Leitfähigkeitswerte und damit die Belastung von 1983 bis 2010 geringfügig angestiegen. Dass nicht dies, sondern die o. g. drei Faktoren für den Niedergang der Hybride in den Vogesen verantwortlich sind, zeigen die folgenden Vergleichsmessungen vom 8. August 2010 (Tab. 2).

	Breitenwasen	Niederbronn, Unterrand
Temperatur °C	15,6	16,3
pH	7,0	7,4
Leitfähigkeit (µS/20°C)	109	290
Gesamthärte (°dH)	2,2	5,6
NH ₄ -N (mg/l)	0,04	0,08
PO ₄ -P (mg/l)	0,05	0,08
Cl ⁻ (mg/l)	17	66
Farbe	huminbraun, fast klar	etwas trüb

Tab. 2 : Wasserparameter bei *Potamogeton xvariifolius* im Falkensteinerbach 2010.

Die Belastung des Falkensteinerbachs ist also erwartungsgemäß im Verlauf des Durchflusses durch die Stadt etwas angestiegen. Trotzdem gedeiht die Hybride hier optimal.

Angesichts des neu entdeckten Vorkommens in der Vorhügelzone scheint trotz des weitestgehenden Ausfalls in den Vogesen die Existenz von *P. xvariifolius* im Falkensteinerbach vorerst gesichert.

2.2 In der Rodalb (Mittlerer Pfälzerwald)

V. Lieberich hatte in der Rodalb bei Rodalben (nördlich Pirmasens) zwischen 1887

und 1906 ein Laichkraut gesammelt und mit „*Potamogeton fluitans* R.“ beschriftet. Eine Revision des Belegs ergab, dass es sich um *P. xvariifolius* handelt (WOLFF, 1992). Dies war der Erstfund für Deutschland.

Da die Pflanzen nach den gleichen Kriterien bestimmt wurden wie die aus dem Falkensteinerbach, können auch hier die Eltern *P. berchtoldii* und *P. natans* als sicher gelten. Da die Specimen noch weiter zu *P. berchtoldii* neigen als die von Kaplan auf DNA analysierten, kann man eine Extremform von *P. natans* ausschließen. Die Hybride ist in der Rodalb rezent nicht mehr auffindbar.

Die Belege gehören dem Pfalzmuseum für Naturkunde in Bad Dürkheim. Leider liegen sie noch immer in Großbritannien bei einem Ausleiher.

3. *Potamogeton xspathulatus* (*P. alpinus* × *P. polygonifolius*) im Moosalbe-Aschbach-System (Nördlicher Pfälzerwald)

Diese Hybride war zuletzt weltweit nur noch aus in zwei Fließgewässern Niedersachsens bekannt, die allerdings lange nicht mehr kontrolliert wurden.

In der Pfalz waren die Bestände zu Beginn der Floristischen Kartierung in den 1970er Jahren zunächst für reinen *P. alpinus* gehalten worden bis der Autor die Beteiligung von *P. polygonifolius* erkannte (WOLFF, 2006 b). Auch diese Artenkombination konnte Z. Kaplan durch den Vergleich ihrer jeweiligen DNA mit derjenigen der Hybride absichern.

P. xspathulatus unterliegt seit fast 200 Jahren einem besonders drastischen Niedergang. Im 19. Jahrhundert war sie in der gesamten Saarländisch-Westpfälzischen Moorniederung von St. Ingbert-Rohrbach (Saarland) bis Kaiserslautern weit verbreitet und stellenweise „sehr gemein“ (SCHULTZ, 1833 bis 1879). Schon Schultz, der die Eltern anfangs noch für *P. alpinus* und *P. natans* gehalten hatte, musste zu seinen Lebzeiten einen starken Rückgang durch Entwässerungen und sonstige Intensivierung der Landwirtschaft beobachten. Aus diesem Naturraum stammt der endgültig letzte Nachweis von *P. xspathulatus* aus den Jahr 1935 (Limbach bei Homburg/Saarland).

Dafür wurden im Aschbach-Moosalbe-System im Pfälzerwald südlich von Kaiserslautern weitere Vorkommen entdeckt (FISCHER, 1907; GLÜCK, 1936). Im Aschbach, Kottelbach und vor allem in der Moosalbe gab es bis in die 1980er Jahre noch zahlreiche bis 300 m lange Vorkommen. In den 1990er Jahren setzte jedoch auch hier der Rückgang ein, und zwar durch Wassermangel.

Der Aschbach trocknete zeitweise aus, im besten Fall führt er Niedrigwasser (ausführliche Dokumentation bei HEINZ (2010)). Hauptursache ist die intensive Grundwasser-Entnahme im Oberlauf. Hier sind alle Populationen erloschen, weitgehend auch die

übrige Hydrophyten-Vegetation. Lediglich in einem kleinen Teich neben dem Bach an der Breitenau konnte O. Schmidt 2006 noch wenige Quadratmeter der Hybride entdecken, zusammen mit *P. polygonifolius*. 2010 waren es nur noch zwei m² ohne *P. polygonifolius*, da die Fläche inzwischen etwas beschattet war. Im Unterlauf des Kottelbachs fließt ebenfalls nur noch wenig Wasser, die Ohrweiden drängen als Folge davon streckenweise hinein. Die dortigen Populationen der Hybride sind auf wenige Pflanzen geschrumpft.

Die ausgedehntesten Bestände gab es in der Moosalbe, und zwar vom Hüttental durchgehend bis zum Einlauf in die Karlstalschlucht. 2010 existierten hier nur noch zwei Quadratmeter davon im Einlauf in den Oberhammerweiher (Abb. 4 und zum Vergleich dieselbe Stelle im Jahr 2005 in Abb. 3) und drei Quadratmeter oberhalb davon. Die Situation hat sich also seit der 2006 genannten Gesamtfläche von 25 m² noch-



Abb. 3 : Die letzte vitale Population von *Potamogeton ×spathulatus* in der Moosalbe im Einlauf zum Oberhammerweiher am 20.8.2005.



Abb. 4 : *Potamogeton ×spathulatus* in der Moosalbe an derselben Stelle wie in Abb. 3: was vom Bestand nach fünf Jahren übrig geblieben ist am 29.8.2010.

mals dramatisch verschlechtert. Das fast dauernd herrschende Niedrigwasser hat zu einer Verdrängung von *P. spathulatus* durch Massen von *Glyceria fluitans* geführt. Selbst der von WOLFF (2006 b) noch 2005 fotografierte Restbestand ist inzwischen erloschen. Das versuchsweise Ausreißen von Süßgras im Hüttental in den letzten Jahren war nicht von Dauer. Die entstandenen Lücken haben sich wieder schnell geschlossen. Lediglich die Ende August 2010 wieder fast normale Wasserführung hat den Stromstrich in der Mitte nochmals frei gelegt und eine submers Hybridgruppe von 1 m² sichtbar werden lassen. Die restlichen 2 m² wachsen unter einer Ohrweide, welche die *Glyceria fluitans* abhält, aber für die Hybride gerade noch genug Licht durchlässt. Im Einlauf zum Oberham-

merweiher hat die Kreisverwaltung Kaiserslautern 2009 ebenfalls Süßgras entfernt. Eine Reduzierung der Ufergehölze ist geplant. Offenbar ist unter den hier herrschenden Konkurrenzverhältnissen eine leichte Beschattung der Hybride förderlich. Dass sie schattentoleranter als *P. polygonifolius* ist, zeigt das o.g. Verschwinden nur der letzteren aus dem Teich neben dem Aschbach an der Breitenau.

Der gesunkene Pegelstand in Kottelbach und Moosalbe geht in erster Linie auf unzureichende bzw. ungünstig verteilte Niederschläge zurück. Aber auch Entnahmen aus den beiden Trippstadter Grundwasserbrunnen unterhalb des Oberhammerweihers (Entnahme ca. 170.000 m³/a) und aus zwei Quellen an der oberen Moosalbe (4.500 m³/a, z.B. aus der Moosalb-Quelle) (Mitt. der Verbandsgemeinde Kaiserslautern-Süd) könnten sich negativ auswirken, wenn die Förderung in den letzten 20 Jahren erhöht wurde.

Eine Verschlechterung der Wasserqualität kann man als Rückgangsursache ausschließen. Seit Beginn der Messungen 1990 haben sich der pH-Wert nur zwischen 5.8 (Extremfall 5.2) und 6.7 bewegt sowie die Leitfähigkeit zwischen 54 und 87 µS/20°C. Das Wasser ist immer klar und geruchsfrei. Eventuelle Einleitungen aus dem Lauberhof und Gutenbrunnerhof wurden in der langen Zwischenstrecke abgebaut.

Abb. 5 zeigt die frühere und die aktuelle Verbreitung beider Sippen im besprochenen Gebiet.

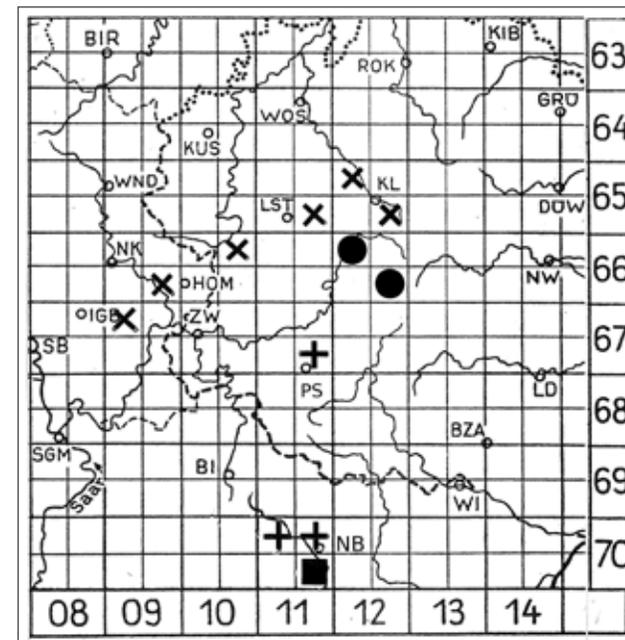


Abb. 5 : Quadranten-Rasterkarte der aktuellen und erloschenen Vorkommen von *Potamogeton variifolius* (Quadrat [■] und stehende Kreuze [+]) und von *P. spathulatus* (Punkte [●] und liegende Kreuze [×]) im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Vosges du Nord und in der Saarländisch-Westpfälzischen Moorniederung (IGB = St. Ingbert, KL = Kaiserslautern, PS = Pirmasens, NB = Niederbronn-les-Bains).

Bei beiden Hybriden handelt es sich um weltweit extrem seltene, höchstgradig schutzwürdige Pflanzensippen. Einen pauschalen, aber nur theoretischen Schutz genießen sie durch die Lage im Biosphärenreservat und in FFH-Gebieten. Praktisch bestehen jedoch nur geringe Handlungsspielräume, um ihren Niedergang aufzuhalten oder gar umzukehren. Gegen sinkende Bachpegel infolge Niederschlagsmangel gibt es nur wenige Einflussmöglichkeiten ebenso wie gegen intensive Grundwasserentnahme. Entfernen von beschattendem Gehölz wäre die einzig mögliche Pflegemaßnahme. Schließlich müsste das Ausräumen im Falkensteinerbach unterbleiben, zumal *P. ×variifolius* in Frankreich seit 1982 zu den geschützten Pflanzensippen zählt. Eine Renaturierung des begradigten Moosalbe-Laufs, wie sie ursprünglich befürchtet worden war, ist wohl nicht geplant (LUWG, 2005). Jedoch sollte dort eine Mindestwasserführung eingerichtet werden, z.B. durch Zuleitung von Grundwasser, wie im Falle des Jagdhausweiher. Andernfalls könnte *P. ×spathulatus* bald aus der Pfalz und damit aus Süddeutschland verschwunden sein.

5. Danksagungen

In erster Linie gebührt Prof. Dr. Zdenek Kaplan in Průhonice bei Prag größter Dank für die Durchführung der DNA-Analysen sowie für die großzügige Erlaubnis, seine Ergebnisse schon vorab publizieren zu dürfen. Für Informationen sei den Herren A. Konrad, Kreisverwaltung Kaiserslautern, Dr. J. Ott, Trippstadt und O. Schmitt, Kaiserslautern, gedankt. Den Text kritisch gegengelesen haben Prof. Dr. S. Müller, Metz, und Dr. Klaus van de Weyer, Nettetal. Ersterer hat auch die Zusammenfassung ins Französische übersetzt, die Summary stammt von Prof. Dr. R. Mues, St. Ingbert.

Literatur

- ENGEL R. & KAPP, E. 1961. Les Vosges du Nord. *Bull. Soc. Bot. France*, Sess. Extraordinaire (1959). 106 : 105-111.
- ENGEL R. & KAPP, E. 1964. Contribution à l'étude de la Flore des Vosges du Nord. II: *Potamogeton*. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr.* XI/6 : 309-325.
- FISCHER G. (1907): Die bayerischen Potamogetonen und Zannichellien. *Beitr. Bayer Bot. Ges.* 11 : 20-161.
- GLÜCK H. 1936. Pteridophyten und Phanerogamen. Heft 15 In : PASCHER, A. (Hrsg.). Die Süßwasserflora Mitteleuropas. Jena. 486 p.
- HEINZ R. 2010. Dokumentation zum Aschbachtal. *POLLICHIA-Kurier*. 26(1) : 45-47.
- KAPLAN Z. & WOLFF, P. 2004. A morphological, anatomical und isozyme study

of *Potamogeton ×schreberi*: confirmation of its recent occurrence in Germany and first documented record in France. *Preslia*. 76 : 141-161.

KAPP E. 1962. Espèces et stations nouvelles de la flore de l'Alsace et des Vosges. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr.* XI/3-4 : 179-214.

KAPP E. 1967. Contributions à la connaissance de la flore d'Alsace et des Vosges. 2^e série. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr.* XII/2 : 237-255.

LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUF-SICHT RHEINLAND-PFALZ (LUWG) 2005. 10 Jahre Aktion Blau. Das Spatelige Laichkraut – ein Grund, nicht einzugreifen. Mainz. 182-183.

SCHULTZ F. 1833 bis 1879: Flora der Pfalz 1836, Phytostatik 1863 u.a. Verzeichnis In: WOLFF 2006 b.

WIEGLEB G., VAN DE WEYER, K., BOLBRINKER, P. & WOLFF, P. 2008. *Potamogeton*-Hybriden in Deutschland. *Feddes Repertorium*. 119(5-6) : 433-448.

WOLFF P. 1989. *Potamogeton ×variifolius* THORE dans les Vosges Septentrionales - Plante nouvelle en Europe Centrale. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr.* 25 : 5-20.

WOLFF P. 1992. Das Laichkraut *Potamogeton ×variifolius* THORE früher in der Pfalz: Erstnachweis für Deutschland. *Mitt. POLLICHIA*. 79 : 235-241.

WOLFF P. 2006 a. Das Laichkraut *Potamogeton ×schreberi* (= *P. natans* × *nodosus*) in Blies und Saar – neu für Südwestdeutschland und für Frankreich. *Abh. DELATTINIA* 31 : 33-45.

WOLFF P. 2006 b. Das Spatelige Laichkraut (*Potamogeton ×spathulatus* SCHRADER ex KOCH & ZIZ), eine vom Aussterben bedrohte „pfälzische“ Wasserpflanze. *Mitt. POLLICHIA*. 92 : 65-76.

WOLFF P., ORTSCHKEIT, A. & SIMON, M. 1997. *Potamogeton ×bennettii* FRYER (= *P. crispus* × *trichoides*), un nouvel hybride pour le continent européen en France, en Alsace, deuxième station dans le monde. *Acta Botanica Gallica*. 144(2) : 269-283.

 [Inhalt](#)

 [Artikel](#)

SOMMAIRE

TOME / BAND 16 – 2011-2012

- Première observation en France de l'Ecrevisse calicot, *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) - COLLAS M., BEINSTEINER D., FRITSCH S., MORELLE S. & L'HOSPITALIER M. 18-36
- Die Forsthäuser in und um Speyerbrunn Baukulturelles Erbe und Symbol für die Kulturlandschaft Pfälzerwald - FINKBEINER J. 38-73
- Flusskrebse im Einzugsgebiet von Saarbach und Eppenbrunner Bach - Erfassung und grenzüberschreitender Schutz autochthoner Flusskrebsarten im Biosphärenreservat „Pfälzerwald – Vosges du Nord“ - IDELBERGER S., SCHLEICH S., OTT J. & WAGNER M. 74-98
- Wooge auf die Agenda des Biosphärenreservats ? Bedeutung, Bewertung und zukünftige Bewirtschaftung der prägenden Gewässer im Pfälzerwald - KOEHLER G., FREY W., HAUPTLORENZ H. & SCHINDLER H. 100-117
- Der Biosphärenturm - ein innovatives Alleinstellungsmerkmal zur Baumkronenforschung - LAKATOS M., WIRTH R., SPITZLEY P., LEDERER F. & BÜDEL B. 118-129
- Suivi de la mortalité routière de la faune le long de la route départementale reliant Bitche à Sarreguemines - MORELLE S. & GENOT J.-C. 130-143
- La conservation des arbres d'intérêt biologique dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord. Un premier bilan - PASCAL B. 144-153
- La réactualisation des ZNIEFF dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord - SCHEID C. 154-162
- Les plantes invasives dans les zones Natura 2000 du Parc naturel régional des Vosges du Nord. Evolution 2003-2010 - SCHEID C. & MORELLE S. 164-180
- Waldquellenmonitoring im Naturpark Pfälzerwald - WINTER M.-B. & SCHINDLER H. 182-212
- La perception des friches dans les Vosges du Nord : entre nature abandonnée et nature «déjà là» - WINTZ M. & DERSE F. 214-235
- Verbreitung und Bestandsentwicklung der Laichkraut-Hybriden *Potamogeton xvariifolius* und *P. xspathulatus* im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Vosges du Nord - WOLFF P. 236-247