

2019
2020

2019 / 2020

Annales scientifiques - Wissenschaftliches Jahrbuch

SOMMAIRE

TOME / BAND 20 - 2019-2020

- Alban CAIRAULT, Cybill STAENTZEL & Pierre MAZUER
Observatoire de la qualité des rivières des Vosges du Nord. Bilan 2015 – 2018 – Caractéristiques des références 16-39
- Quentin CHOFFEL, Alban CAIRAULT, Francesco DONATI, Simon CAILLIEZ, Pascal BARTOUT & Laurent TOUCHART - Analyse des échanges thermiques entre les étangs et le réseau hydrographique du bassin versant de la Zinsel du Nord : contribution à la différenciation entre les impacts isolés et cumulés des plans d'eau 40-67
- Benoît DODELIN, Guillaume FANTINO , Gaëlle DARMON
Premier état des lieux pour le Lucane cerf-volant dans la Réserve de biosphère Vosges du Nord-Pfälzerwald 68-85
- Steffi HEINRICHS, Michaela DÖLLE, Patricia BALCAR, Wolfgang SCHMIDT - Pas de chance pour le chêne- Biodiversité et développement des espèces d'arbres dans la Réserve forestière naturelle d'Adelsberg-Lutzelhardt (Réserve de biosphère Pfälzerwald - Vosges du Nord) 86-95
- Ulf HOHMANN, Ulf HETTICH, Cornelia EBERT & Ditmar HUCKSCHLAG - Effets d'une vaste zone sans chasse sur la végétation ligneuse de la forêt du Palatinat 96-103
- Christelle SCHEID, Estelle GERMAIN, & Marie-Laure SCHWOERER
Les lynx du Pfälzerwald s'installent progressivement dans le Massif des Vosges 104-125
- Jens SCHIRMEL, Thomas SCHMIDT, Christian LOEB, Tanja J. JOSCHKO & Ralf SCHULZ - La transformation des paysages hydrographiques : Carabes et poissons objets d'études à la station de recherche sur les écosystèmes d'Eußerthal 126-143

Photo de couverture : Ole Anders

Avec le soutien financier de :



Annales
scientifiques
de la réserve de
biosphère transfrontalière
Vosges du Nord - Pfälzerwald

Wissenschaftliches
Jahrbuch

des grenzüberschreitenden
Biosphärenreservates
Pfälzerwald - Vosges du Nord

Biosphärenreservat
Pfälzerwald
Nordvogesen



BEZIRKS
VERBAND
PFALZ

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

**publiées sous
la direction de**

Rita JACOB BAUER,
Directrice du Syndicat de Coopération
pour le Parc Naturel Régional des Vosges
du Nord

Max BRUCIAMACCHIE,
Président du Conseil Scientifique du Syn-
dicat de Coopération pour le
Parc Naturel Régional des Vosges du Nord

avec la collaboration du Naturpark
Pfälzerwald, Bezirksverband, gestionnaire
de la partie allemande de la Réserve de
Biosphère Pfälzerwald - Vosges du Nord

Tome 20 - 2019/2020

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**

Rita JACOB BAUER,
Direktor des Zweckverbandes zur
Förderung des Regionalen Naturparks
Nordvogesen

Max BRUCIAMACCHIE,
Vorsitzender des wissenschaftlichen
Beirates des Zweckverbandes zur
Förderung des Regionalen Naturparks
Nordvogesen

Unter Mitarbeit des Naturparks
Pfälzerwald, im Bezirksverband Pfalz,
Träger des deutschen Teils des
Biosphärenreservates Pfälzerwald -
Vosges du Nord.

Band 20 - 2019/2020

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 aujourd'hui bisannuelle. 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°20 des Annales Scientifiques de la Réserve de Biosphère transfrontalière a été possible grâce au concours financier de la Région Grand Est et du Ministère de l'Environnement, de l'Energie, de l'Alimentation et des Forêts de Rhénanie-Palatinat.



Le comité de rédaction est composé de :

Max BRUCIAMACCHIE, 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.

Sébastien MORELLE, chargé de la protection de la nature du Syndicat de Coopération pour le Parc Naturel Régional des Vosges du Nord.

Hans-Peter EHRHART, 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 derzeit alle zwei Jahre veröffentlicht. 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.18 der wissenschaftlichen Jahrbücher des grenzüberschreitenden Biosphärenreservates war Dank der finanziellen Unterstützung der Regionen Elsass und Lothringen und des Ministeriums für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten des Bundeslandes Rheinland-Pfalz möglich.



Das Redaktions-und Lektorenkomitee setzt sich zusammen aus:

Max BRUCIAMACCHIE, Vorsitzender des wissenschaftlichen Beirates des Zweckverbandes zur Förderung des Regionalen Naturparks Nordvogesen.

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

Sébastien MORELLE,, Leiter des Bereiches « Naturschutz » beim Zweckverbandes zur Förderung des Regionalen Naturparks Nordvogesen.

Hans-Peter EHRHART, 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 (s.morelle@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 date 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 Großbuchstaben 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. Koleopteren *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 einer 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. AbzügeDreißig und ein Exemplar der Publikation werden dem Autor oder der Autorengruppe offeriert.

EDITORIAL

Tous les articles proposés dans cette nouvelle version des annales scientifiques de la réserve de biosphère transfrontalière Vosges du Nord-Pfälzerwald, démontre à nouveau l'importance que nos territoires soient des lieux d'expérimentation, de suivi et de recherche à différentes échelles spatiales. Ainsi l'article sur les échanges thermiques entre les étangs et le réseau hydrographique, tout en apportant des éléments de réponse à une question peu étudiée, permet de dépasser l'échelle du bassin versant de la Zinsel du Nord. Un second article sur les écosystèmes aquatiques s'est plus particulièrement intéressé à la qualité des rivières des Vosges du Nord. Il s'appuie sur l'observatoire de la qualité des cours d'eau installé depuis 2015 et montre que la qualité s'est globalement dégradée. Ce monitoring est un préalable indispensable à toute action. L'état de la biodiversité des eaux courantes et stagnantes, leur réaction aux facteurs anthropiques et aux changements globaux font partie des axes de travail de la station de recherche sur les écosystèmes d'Eußerthal (Eusserthal Ecosystem Research Station, EERES) de l'université de Koblenz-Landau. L'article proposé dresse un bilan positif. Les premiers résultats des programmes de surveillance montrent que sur les écosystèmes d'Eußerthal, il existe une faune typique des habitats quasi-naturels en ce qui concerne les carabes et les poissons et que de nombreuses espèces importantes pour la conservation de la nature y sont présentes.

Le suivi de certaines espèces n'est pas oublié. L'étude sur le Lucane cerf-volant vérifie que les conditions nécessaires à la présence de ce coléoptère sont présentes dans la réserve de biosphère. Elle concerne la période 1990-2018 et utilise pour partie des données issues des programmes de science citoyenne, montrant les avantages mais aussi les limites de ces collaborations, et proposant des solutions pour corriger les faux négatifs, c'est-à-dire les cas où bien qu'elle soit présente l'espèce n'est pas détectée. Je vous invite également à lire le très intéressant article qui dresse un bilan de la réintroduction du Lynx dans le Massif des Vosges et identifie les points de blocage.

L'article de HOHMANN et al. traite d'un sujet très sensible, celui de l'effet de la chasse et de la non-chasse sur la répartition des populations d'animaux sauvages, les dommages ou l'efficacité du mode de chasse.

Le suivi de la dynamique naturelle des écosystèmes forestiers doit également être poursuivi. C'est l'objet de l'article comparant la dynamique des chênes et du hêtre dans la réserve naturelle Adelsberg-Lutzelhardt.

Bonne lecture !

Max Bruciamacchie,
Président du Conseil scientifique
du Syndicat de Coopération pour le
Parc naturel régional des Vosges du Nord.

VORWORT

Alle Artikel in diesem neuen Bändchen des Wissenschaftlichen Jahrbuches des grenzüberschreitenden Biosphärenreservates Pfälzerwald-Vogesen du Nord beweisen einmal mehr die große Bedeutung unserer Gebiete als Orte des Experimentierens, Monitorings und Forschens in unterschiedlichen räumlichen Größenordnungen. Der Artikel über den Wärmeaustausch zwischen Teichen und dem Gewässernetz gibt uns nicht nur Antworten auf eine noch wenig behandelte Frage, sondern zeigt auch, dass unsere Studien weit über das Gebiet der nördlichen Zinsel hinausreichen. Ein zweiter Artikel über die Ökosysteme der Wasserlandschaften befasst sich insbesondere mit der Qualität der Flüsse der Nordvogesen. Er beruht auf den Daten der seit 2015 bestehenden Beobachtungsstelle für die Flussqualität der Nordvogesen, und legt dar, dass sich die Wasserqualität insgesamt verschlechtert hat. Dieses Monitoring ist eine wesentliche Voraussetzung für jede Aktion. Der Zustand der Artenvielfalt in fließenden und stehenden Gewässern, ihre Reaktion auf anthropogene Faktoren und globale Veränderungen, gehören zu den Arbeitsbereichen der Ökosystemforschungsanlage Eußerthal der Universität Koblenz-Landau. In diesem Artikel wird eine positive Bilanz gezogen, da die ersten Ergebnisse der Monitoringprogramme in den Ökosystemen von Eußerthal das Vorkommen einer für natürliche Lebensräume typischen Fauna an Laufkäfern und Fischen sowie vieler für den Naturschutz wichtigen Arten erkennen lassen.

Auch das Monitoring bestimmter Arten kommt nicht zu kurz. Die Studie über Hirschkäfer bestätigt, dass die für den Bestand dieses Käfers erforderlichen Bedingungen im Biosphärenreservat gewährleistet sind. Die Untersuchung betrifft den Zeitraum 1990-2018 und verwendet teilweise Daten aus bürgerwissenschaftlichen Programmen, die Vorteile, aber auch Grenzen dieser Zusammenarbeit aufzeigen, und bietet Lösungen zur Korrektur falscher negativer Daten, d.h. bei Fällen, wo der Käfer trotz seiner Präsenz nicht belegt wird. Ich lade Sie auch ein, den sehr interessanten Artikel über eine Bestandsaufnahme der Wiedereinführung des Luchses in den Vogesen und diesbezügliche Probleme zu lesen.

Der Artikel von HOHMANN et al. befasst sich mit einem sehr heiklen Thema, nämlich der Auswirkung der Jagd und der Jagdruhe auf die Verteilung der Populationen von Wildtieren, mit den negativen oder positiven Auswirkungen der jeweiligen Jagdart.

Die Beobachtungen zur natürlichen Dynamik von Waldökosystemen müssen ebenfalls fortgesetzt werden. Dies ist das Thema des Artikels zum Vergleich der Dynamik von Eiche und Buche im Naturschutzgebiet Adelsberg-Lutzelhardt

Wir wünschen Ihnen viel Freude bei der Lektüre.

Max Bruciamacchie
Präsident des Wissenschaftsrates
des Zweckverbandes zur Förderung des
Regionalen Naturparks der Nordvogesen

COMPOSITION DU CONSEIL SCIENTIFIQUE DU SYNDICAT DE COOPÉRATION POUR LE PARC NATUREL RÉGIONAL DES VOSGES DU NORD

- Max BRUCIAMACCHIE, *écosystèmes forestiers*, **Président du conseil**,
max.bruciamacchie@agroparistech.fr - AgroParisTech 14 rue Girardet - 54052
NANCY CEDEX
- Marie-Pierre CAMPROUX, *droit de l'environnement*, droit privé,
m.camproux@unistra.fr - Centre de droit de l'environnement/CEIE – Université de
Strasbourg 11 rue du Maréchal Juin - 67046 STRASBOURG CEDEX
- Noël BARBE, *ethnologie*,
noel.barbe@cnr.fr - DRAC Franche-Comté, 7 rue Charles Nodier -
25043 BESANÇON CEDEX
Laboratoire d'Histoire et d'Anthropologie sur l'Institution de la Culture UMR
2558 - Culture-CNRS Paris
- Jean-Nicolas BEISEL, *faune aquatique*,
jn.beisel@engees.unistra.fr - Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement
de Strasbourg - 1, quai Koch - BP 61039 - 67070 STRASBOURG.
Laboratoire Image Ville Environnement (LIVE) UMR 7362 Unistra – CNRS -
ENGEES, 3, rue de l'Argonne - 67083 STRASBOURG CEDEX
- Jean-Jacques GROSS, *géographie*,
jac.gross@noos.fr - Faculté de Géographie et d'Aménagement de Strasbourg
3 rue de l'Argonne - 67000 STRASBOURG
- Philippe JEHIN, *histoire de l'environnement*,
p.jehin@voila.fr, Professeur d'histoire au lycée et à l'université de Haute Alsace -
5 rue du Canard - 68000 COLMAR
- Colette MECHIN, *ethnologie, relation à l'animal*,
colette.mechin@misha.fr - Faculté des Sciences Sociales,
Pratiques Sociales et Développement -
Université MarcBloch, 22 rue René Descartes
BP 80010 - 67084 STRASBOURG CEDEX

- Yves MULLER, *ornithologie*,
y.muller@lpo.fr - 32 rue des Chalets - 57230 EGUELSHARDT
- Anne PUISSANT, *géomatique*,
anne.puissant@live-cnrs.unistra.fr - Laboratoire Image, Ville, Environnement -
UMR CNRS 7362 - Université de Strasbourg - Faculté de Géographie et
d'Aménagement - 3, rue de l'Argonne - 67083 STRASBOURG CEDEX
- Vincent ROBIN, *paléoécologie*,
vincent.robin@univ-lorraine.fr - Université de Lorraine Laboratoire Interdisciplinaire
des Environnements Continentaux - Campus Bridoux, Bât. IBIS 8 rue du Général
Delestraint - 57070 METZ
- Frédéric ROSSANO, *architecture paysage*,
frederic.rossano@strasbourg.archi.fr - Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de
Strasbourg - 6-8 bd du Président Wilson BP 10037 67068 STRASBOURG CEDEX
- Michèle TREMOLIERES, *écologie des milieux alluviaux*,
tremolie@unistra.fr - LHYGES (Laboratoire d'hydrologie et de géochimie de
Strasbourg) - UDS 1 rueBlessig - 67084 STRASBOURG CEDEX
- Maurice WINTZ, *sociologie de l'environnement*,
wintz@unistra.fr - Université Marc Bloch, Institut d'urbanisme et d'aménagement
régional, 22 rue R. Descartes - 67084 STRASBOURG CEDEX

INHALT

TOME / BAND 20 – 2019-2020

- Alban CAIRAULT, Cybill STAENTZEL & Pierre MAZUER - Observatoire de la qualité des rivières des Vosges du Nord. Bilan 2015 – 2018 – Caractéristiques des références 16-39
- Quentin CHOFFEL, Alban CAIRAULT, Francesco DONATI, Simon CAILLIEZ, Pascal BARTOUT & Laurent TOUCHART - Analyse des échanges thermiques entre les étangs et le réseau hydrographique du bassin versant de la Zinsel du Nord : contribution à la différenciation entre les impacts isolés et cumulés des plans d'eau 40-67
- Benoît DODELIN, Guillaume FANTINO , Gaëlle DARMON - Premier état des lieux pour le Lucane cerf-volant dans la Réserve de biosphère Vosges du Nord-Pfälzerwald 68-85
- Steffi HEINRICHS, Michaela DÖLLE, Patricia BALCAR, Wolfgang SCHMIDT - Pas de chance pour le chêne - Biodiversité et développement des espèces d'arbres dans la Réserve forestière naturelle d'Adelsberg-Lutzelhardt (Réserve de biosphère Pfälzerwald -Vosges du Nord) 86-95
- Ulf HOHMANN, Ulf HETTICH, Cornelia EBERT & Ditmar HUCKSCHLAG Effets d'une vaste zone sans chasse sur la végétation ligneuse de la forêt du Palatina 96-103
- Christelle SCHEID, Estelle GERMAIN, & Marie-Laure SCHWOERER Les lynx du Pfälzerwald s'installent progressivement dans le Massif des Vosges 104-125
- Jens SCHIRMEL, Thomas SCHMIDT, Christian LOEB, Tanja J. JOSCHKO & Ralf SCHULZ - La transformation des paysages hydrographiques : Carabes et poissons objets d'études à la station de recherche sur les écosystèmes d'Eußerthal 126-143

CONTENT

TOME / BAND 20 – 2019-2020

- Alban CAIRAULT, Cybill STAENTZEL & Pierre MAZUER - Beobachtungsstelle für die Qualität der Fließgewässer der nördlichen Vogesen Bilanz 2015-2018-Merkmale der Richtwerte 16-39
- Quentin CHOFFEL, Alban CAIRAULT, Francesco DONATI, Simon CAILLIEZ, Pascal BARTOUT & Laurent TOUCHART - Analyse des Wärmeaustausches zwischen den Teichen und dem hydrographischen Netz des Einzugsgebietes der nördlichen Zinsel: Beitrag zur Unterscheidung zwischen isolierten und kumulativen Auswirkungen von Gewässern 40-67
- Benoît DODELIN, Guillaume FANTINO , Gaëlle DARMON - Erste Bestandsaufnahme der Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Vosges du Nord 68-85
- Steffi HEINRICHS, Michaela DÖLLE, Patricia BALCAR, Wolfgang SCHMIDT - Keine Chance für die Eiche – Biodiversität und Baumartenentwicklung im Naturwaldreservat Adelsberg-Lutzelhardt (Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen) 86-95
- Ulf HOHMANN, Ulf HETTICH, Cornelia EBERT & Ditmar HUCKSCHLAG Effekte einer großflächigen Jagdruhe auf die holzige Vegetation im Pfälzerwald 96-103
- Christelle SCHEID, Estelle GERMAIN, & Marie-Laure SCHWOERER Die Luchse (*Lynx lynx*) des Pfälzerwaldes siedeln sich allmählich in den Vogesen an 104-125
- Jens SCHIRMEL, Thomas SCHMIDT, Christian LOEB, Tanja J. JOSCHKO & Ralf SCHULZ - Gewässerlandschaften im Wandel : Laufkäfer und Fische an der Ökosystemforschung Anlage Eußerthal 126-143

Observatoire de la qualité des rivières des Vosges du Nord Bilan 2015 – 2018 – Caractéristiques des références

Alban CAIRAULT (1), Cybill STAENTZEL (2) & Pierre MAZUER (3)

(1) SYCOPARC des Vosges du Nord, 2 place du Château, 67290 La Petite-Pierre

(2) ENGEES & Laboratoire Image, Ville, Environnement de Strasbourg – UMR 7362 CNRS LIVE

(3) CEREMA-Est, Île du Saulcy, Bâtiment C, CS 30855, 57045 Metz Cedex 1

Résumé :

Depuis 2015, l'observatoire de la qualité des cours d'eau des Vosges du Nord est un réseau de surveillance tournant sur différentes rivières afin d'évaluer plus précisément leur état écologique à travers plusieurs compartiments : physicochimiques, hydrobiologiques, limnimétriques et hydromorphologiques. Le réseau est initialement divisé en deux parties (1) les stations de référence, présentant peu ou pas de pressions, et (2) les stations de suivi, au sein desquelles plusieurs pressions s'exercent. Le bilan 2015-2018 montre une qualité globalement dégradée des stations analysées, y compris de certaines stations de référence. Ainsi, les objectifs de bon état écologique définis par la Directive cadre sur l'eau ne sont atteints que pour un nombre faible de stations (57% pour les stations de référence et 8% pour les stations de suivi).

Sur la base de ce travail, le second objectif poursuivi a été de caractériser les stations à Haut Degré de Naturalité (HDN) afin d'identifier les spécificités de ces rivières préservées des Vosges du Nord, emblématiques des hydroécotones présentes sur le périmètre d'étude. Bien que l'observatoire de la qualité des cours d'eau des Vosges du Nord recense peu de stations de référence, même sur des rangs de Strahler faible (n=4), elles se distinguent significativement au sein des tests statistiques par des caractéristiques physico-chimiques singulières. In fine, cette comparaison inter-stations révèle des spécificités claires, également sur la base des compartiments hydrobiologiques (macro-invertébrés et macrophytes) et hydromorphologique.

Mots-clés : Observatoire, Rivière, Cours d'eau, Etat écologique, Référence, Naturalité, Vosges gréseuses HER74

Zusammenfassung :

Seit 2015 bildet die Beobachtungsstelle für die Fließwasserqualität der nördlichen Vogesen ein Überwachungsnetz, das regelmäßig mehrere Fließgewässer untersucht, um ihren ökologischen Zustand an Hand physikalisch-chemischer, hydrobiologischer, limnimetrischer und hydromorphologischer Kriterien genauer beurteilen zu können.

Das Netz wurde anfangs zweigeteilt, in Referenzstationen, die nur wenig oder gar keine Belastung zeigen, und in Überwachungsstationen (2), in denen Belastungen verschiedenster Art zu erkennen sind. Die Bilanz 2015-2018 zeigt eine insgesamt verschlechterte Qualität der Stationen, einschließlich bestimmter Referenzstationen. Somit werden die in der Wasserrahmenrichtlinie festgelegten Ziele für einen guten ökologischen Zustand nur von einer kleinen Anzahl der Stationen erreicht (57% der Referenzstationen und 8% der Überwachungsstationen).

Auf dieser Arbeit basierend sollten die Stationen mit hoher Natürlichkeit (HDN/ High Degree of Naturalness) beurteilt werden, um die Besonderheit dieser unberührten Fließgewässer in den nördlichen Vogesen zu erheben, die im Untersuchungsgebiet für Hydro-Ökoregionen typisch sind. Obwohl die Beobachtungsstelle für die Qualität der Fließgewässer der nördlichen Vogesen selbst nach dem Strahler-System nur wenige Referenzstationen zählt (n=4), unterscheiden sich diese signifikant in den statistischen Tests durch besondere physikalisch-chemische Qualitätsmerkmale. Letztendlich zeigt dieser Vergleich der Stationen untereinander deutlich spezifische Eigenheiten sowohl im Bereich der Hydrobiologie (Makroinvertebraten und Makrophyten) wie auch der Hydromorphologie.

Schlüsselwörter : Beobachtungsstelle, Flüsse, Fließgewässert, Referenz, Natürlichkeit, nördliche Vogesen, Sandstein HER74

Summary :

Since 2015, the Northern Vosges River Quality Observatory has been a monitoring network operating on various rivers to provide more accurate assessments of their ecological status from several points of view: physico-chemical, hydrobiological, limnimetrical and hydromorphological. The network was initially divided into two parts (1) the reference stations, presenting little or no forms of pressure, and (2) the monitoring stations, within which several forms of pressure are exerted. Records from 2015 to 2018 show that quality was generally degraded at the stations analysed, including at certain reference stations. Therefore, the good ecological status objectives established in the Water Framework Directive were not attained for a low number of stations (57% for the reference stations and 8% for the monitoring stations).

Based on this work, a second objective has been to characterise the stations with a High Degree of Naturality (HDN) in order to identify the specificities of those rivers protected in the Northern Vosges, which are symbolic of the hydro-ecoregions present within the scope of study. Although the Northern Vosges River Quality Observatory has inventoried few reference stations, even in low Strahler rankings (n=4), they are not significantly different from the statistical tests carried out according to singular physical and chemical characteristics. Ultimately this inter-station comparison reveals clear specificities, also on the basis of hydrobiological compartments (macro-invertebrates and macrophytes) and hydromorphological compartments.

Key words : observatory, river, watercourse, ecological status, reference, naturality, Sandstone Vosges HER74

1. Contexte

« Parmi les innombrables ruisseaux qui courent à la surface de la terre et [...] se réunissent pour former les rivières ou grands fleuves, celui dont nous allons suivre le cours n'a rien qui le signale particulièrement à l'attention des Hommes. [...] certes, il est charmant, mais quel ruisseau ne l'est pas, à moins qu'il ne coule à travers des marécages rendus fétides par les égouts des villes, ou que ses rivages n'aient été gâtés par une culture sans art ? ». L'objet du présent papier est de répondre à Elisée RECLUS (1995) pour le cas des Vosges du Nord : comment pouvons-nous définir les ruisseaux « charmants » ? Est-ce un adjectif que nous pouvons attribuer à l'ensemble des rivières du territoire des Vosges du Nord ?

Pour répondre à la question d'Elisée Reclus il nous faut faire sourdre au préalable quelques concepts.

1.1 Amorçons par la notion de bassin versant :

Il peut être schématiquement représenté par une feuille d'arbre (BAILLY, 2018). Le bassin versant est une entité topographique, géologique et hydrologique. En hydrologie, le bassin versant représente l'unité spatiale de référence (MUSY & HIGY, 2004). Il est défini comme l'étendue drainée par un cours d'eau et ses affluents convergeant vers un même exutoire et est limité par une ligne de partage des eaux. Le bassin versant d'un cours d'eau est sa zone d'alimentation en eau de surface et souterraine (MUSY & HIGY, 2004 ; DEGOUTTE, 2006). Chaque bassin versant dispose d'une forme, d'une physiographie du bassin et de caractéristiques agro-pédologiques propres. Il a une double fonction : (i) assurer le transit des précipitations qui tombent en tout point du bassin versant vers les talwegs et les rivières, et (ii) produire et assurer le transit des particules de matières (soluté, sédiments) des continents vers l'océan (FORT et al., 2015). Il met en jeu un ensemble de sous-systèmes (altération, pente et chenal) à la croisée des grandes sphères, i.e l'atmosphère, la lithosphère, l'hydrosphère, la biosphère et l'anthroposphère. En effet, « un bassin versant est quelque chose de merveilleux à prendre en compte. [...] la surface est sculptée – une sorte de ramification familiale, une charte relationnelle et une définition des lieux » (SNYDER, 2018), miroir de l'ensemble des usages humains et de ses conséquences.

1.2 Le point de prélèvement comme exutoire :

« L'eau obéit à sa passion, descendre » (BAILLY, 2018) - c'est de l'amont que débute le voyage terrestre d'une goutte d'eau. Dès lors, cette goutte d'eau enrichit sa signature géochimique et son marquage anthropique, temporellement et géographiquement, au cours de sa descente longitudinale vers l'exutoire (WARD, 1989 ; PROBST & PROBST, 2015). Un point de prélèvement dans une rivière peut-être ainsi perçu comme l'exutoire de son bassin versant drainé. Il est la résultante d'un temps passé et est représentatif de l'ensemble des pressions pouvant s'exercer, l'eau se chargeant de la signature amont du bassin versant. L'interprétation des résultats présentés ci-après doit intégrer les

stations qui ont été sélectionnées selon les différents contextes environnementaux des hydroécotones du périmètre d'étude. Ainsi, évaluer la qualité d'une rivière ou d'un fleuve, c'est évaluer la politique d'un bassin versant et remonter le temps du lien culture-nature du territoire (WANTZEN et al., 2016).

Nous avons défini la localisation du point de prélèvement comme une histoire, faisons un détour par Gaston Bachelard pour parler du contexte et des protocoles : « Toute connaissance de l'intimité des choses est immédiatement un poème » (BACHELARD, 1948). Ici, l'intimité se cache dans l'arpentage du terrain et la connaissance du territoire avant sa mise en équation. Le réseau de l'observatoire de la qualité des rivières a défini ainsi deux types de stations : (1) stations de référence et (2) stations de suivi. Les stations de référence sont des tronçons de rivière, caractérisés par des rivières de rang de Strahler 1 ou 2 (STRAHLER, 1952), au sein desquels peu ou pas de pressions s'exercent. A contrario, les stations de suivi sont des tronçons de rivière au sein desquels des pressions ont été identifiées comme omniprésentes à l'échelle du bassin versant. Ces dernières sont situées bien plus en aval que les stations de référence et sont localisées au sein de cours d'eau ayant des rangs plus élevés (2, 3, 4). L'ensemble du réseau de rivières a été soumis à des analyses physicochimiques, hydrobiologiques, limnimétriques et hydromorphologiques. La localisation des stations de l'observatoire de la qualité des cours d'eau des Vosges du Nord ainsi que la méthodologie permettant d'aboutir aux résultats exposés par la suite sont présentées dans CAIRAULT (2018).

1.3 Intérêt de définir les spécificités d'une station de référence à haut degré de naturalité :

Le territoire du Parc naturel régional des Vosges du Nord est engagé pour mobiliser les acteurs autour de l'excellence de la gestion de l'eau (Orientation 1.1. de la charte du Parc naturel régional des Vosges du Nord). Cette démarche a motivé la création de l'observatoire de la qualité des cours d'eau du Parc naturel régional des Vosges du Nord. Il s'agit d'un projet de territoire ayant pour objectif de « porter la voix des [rivières] » (ORSENNA, 2019), en tant que « sang et artères des civilisations ». Cela est d'autant plus important que les rivières des Vosges du Nord sont dites de tête de bassin, i.e. situées le plus à l'amont, en début de bassin versant. Elles s'inscrivent au sein des 70% du linéaire total des cours d'eau de tête de bassin de France (CHAUVET et al., 2015). Pour la plupart, elles sont exemptes de pressions et présentent de ce fait des caractéristiques chimiques, hydromorphologiques et biologiques préservées (LOWE & LIKENS, 2005). Elles réunissent alors trois éléments leur conférant un haut degré de naturalité : une intégrité biophysique originelle, une spontanéité libre et des continuités spatio-temporelles peu fragmentées (GUETTE et al., 2018). N'est-ce pas là des ruisseaux « charmants » ?

L'objectif de cet article est double, (a) alimenter les bases de la connaissance sur les altérations agissant sur les rivières, impactant leur état écologique et (b) préciser les principales caractéristiques des rivières de tête de bassin à haut degré de naturalité pouvant ainsi servir de références homologuées.

2. État écologique des rivières des Vosges du Nord à partir des données de l'observatoire

Les indicateurs utilisés au niveau national (protocoles CARHYCE, I2M2, IBMR et seuils physico-chimiques) permettent de discriminer efficacement les stations de référence des stations de suivi et d'observer les dysfonctionnements des rivières des Vosges du Nord (CAIRAULT, 2018). Ces indicateurs de l'état écologique tentent de nous interpeller sur ce que c'est « d'être fleuve » (MACE, 2019). L'eau des rivières « porte la plainte, la recueille, la soutienne » et invite l'attentif à « être à l'écoute de ses choses » qui ne porte pas de parole (MACE, 2019).

Sur la base de l'arrêté modifié du 12 janvier 2010, les stations analysées ont été classées par (i) leur taille : très petite (TP), petite (P), moyenne (M), grande (G) et très grande (TG), et (ii) leur appartenance à l'une des trois hydro-écorégions de notre périmètre d'étude :

- Vosges (HER niveau 1 : 4)/ Vosges gréseuses (HER niveau 2 : 74), codé 4/74 ;
- Côtes calcaire de l'Est (HER niveau 1 : code 10)/ Plateau lorrain (HER niveau 2 : 25), codé 10/25 ;
- Alsace (HER niveau 1 : 18)/ Collines d'Alsace (HER niveau 2 : 61), codé 18/61.

En résumé, notre lot de stations se répartit de la manière suivante :

«Nombre de station (réf / suivi)»	Code HER 4/74	Code HER 10/25	Code HER 18/61
TP	6 références / 13 suivis	3 suivis	1 référence / 3 suivis
P	4 suivis		
M			1 suivi

Tableau 1 : Nombre de stations de référence et de suivi par type cours d'eau de l'Observatoire.

Les résultats présentés en figure 1 ainsi que compilés dans le tableau 2 montrent que les objectifs de bon état écologique ne sont atteints que pour un nombre très faible de stations (4/7 pour les stations de référence, i.e. 57% et 2/24 pour les stations de suivi, i.e. 8%). Les cinq cours d'eau en classe écologique rouge appartiennent aux stations de suivi. Il est intéressant d'observer que le compartiment le plus déclassant n'est pas identique entre les deux types de station. Il s'avère que la plupart des stations de référence soient déclassées par une composition en macrofaune benthique peu diversifiée et peu fonctionnelle alors que les communautés végétales ainsi que la qualité d'eau semblent être peu dégradées (tableau 2). A contrario, l'IBMR traduit la présence de communautés végétales bien plus dégradées au sein des stations de suivi. Seules 10 stations sont déclassées par les paramètres physico-chimiques, une au sein des stations de référence et neuf au sein des stations de suivi (tableau 1). Ce résultat peut être encourageant mais il est à noter que les paramètres physico-chimiques donnent une image de la qualité de l'eau au moment du prélèvement et que l'indicateur qui en découle ne peut être représentatif de l'ensemble des potentielles pressions auxquelles sont soumis les cours d'eau au cours

du temps. Un total de 23 stations sont déclassées par les indicateurs hydrobiologiques (dont 18 par l'I2M2), véritable « mémoire vivante » des perturbations subies durant une période précédant le prélèvement (variable selon les bio-indicateurs). Cela pointe l'intérêt de disposer d'indicateurs intégrateurs de toutes les perturbations pouvant s'exercer sur l'écosystème (hydrologiques, morphologiques, physico-chimiques, etc.) et sur un pas de temps plus large que celui du prélèvement (CAQUET, 2012).

Tous indicateurs confondus, pour 22 stations sur 31, la matière organique chargée en azote et/ou en phosphore est une source d'impact importante traduisant des événements anthropiques fréquents, ponctuel ou chronique dans l'espace et le temps. Les sources d'altérations peuvent être de natures différentes, tel est le cas pour 7 autres stations : (1) sédiments avec des pollutions industrielles historiques, (2) présence de retenues d'eau et (3) altération hydromorphologique importante.

Globalement, il ressort de ces premiers résultats que les objectifs du bon état écologique au titre de la Directive cadre sur l'eau ne sont pas atteints sur la base du bilan 2015-2018. Ces retours d'expériences ont permis à l'observatoire de la qualité des cours d'eau des Vosges du Nord de participer à la réalisation de l'état des lieux 2019. Entre l'état des lieux de 2013 et celui de 2019 (Arrêté S.G.A.R. n°2019-611 en date du 12 décembre 2019), une amélioration a été observée pour cinq masses d'eau et six d'entre elles ont subi une dégradation de leur état écologique.

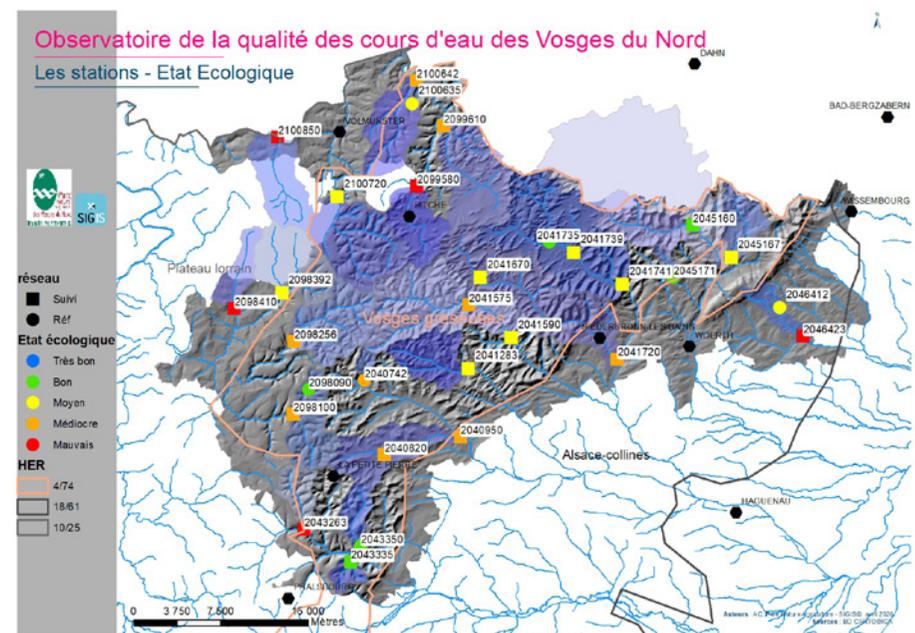


Figure 1 : Carte de l'état écologique des stations suivies dans le cadre de l'observatoire de la qualité des cours d'eau des Vosges du Nord

Code station	Nom station	réseau	Physico-chimie «Eau»	Classe Macrophytes IBMR	Classe macroinvertébrés I2M2	Etat écologique
02040742	LE RUISSEAU DE GITZENTHAL À WINGEN-SUR-MODER	Référence	Bon	Très Bon	Médiocre	Médiocre
02046412	LE FROESCHWILLERBACH À LOBSANN (AMONT)	Référence	Moyen	Bon	Très bon	Moyen
02100635	LE RUISSEAU DE TOTENBACH À BREIDENBACH	Référence	Bon	Très Bon	Moyen	Moyen
02041735	LE ROTHENBACH À STURZELBRONN (GRAFENWEIHER)	Référence	Très bon	Bon	Bon	Bon
02043350	LE FISCHBACH À NEUWILLER-LES-SAVERNE	Référence	Bon	Très Bon	Très bon	Bon
02045171	LE TRAUTBACH À LEMBACH	Référence	Très bon	Très Bon	Bon	Bon
02098090	LE SPIEGELBACH À VOLKSBERG	Référence	Bon	Très Bon	Bon	Bon
02043263	LE REHBACH À ESCHBOURG (GRAUFTHAL AVAL)	Suivi	Bon	Mauvais	Médiocre	Mauvais
02046423	LE FROESCHWILLERBACH À SOULITZ-SOUS-FORETS (AMONT)	Suivi	Moyen	Mauvais	Mauvais	Mauvais
02098410	LE RUISSEAU DE RAHLING À RAHLING	Suivi	Bon	Mauvais	Mauvais	Mauvais
02100850	LE BICKENALBE À ERCHING	Suivi	Mauvais	Mauvais	Médiocre	Mauvais
02040820	LE MITTELBACH À ERCKARTSWILLER	Suivi	Moyen	Médiocre	Moyen	Médiocre
02040950	LE MEISENBACH À INGWILLER	Suivi	Moyen	Médiocre	Médiocre	Médiocre
02041575	LA ZINSEL DU NORD À BAERENTHAL	Suivi	Bon	Médiocre	Moyen	Médiocre
02041720	LE FALKENSTEINBACH À REICHSHOFFEN	Suivi	Moyen	Moyen	Médiocre	Médiocre
02098100	L'EICHEL À FROHMUHL	Suivi	Bon	Médiocre	Moyen	Médiocre

Code station	Nom station	réseau	Physico-chimie «Eau»	Classe Macrophytes IBMR	Classe macroinvertébrés I2M2	Etat écologique
02098256	LE GRENTZBACH À RATZWILLER (AMONT)	Suivi	Moyen	Médiocre	Bon	Médiocre
02099580	LA HORN À BITCHE (OCHSENMUHLE)	Suivi	Moyen	Médiocre	Mauvais	Mauvais
02099610	LE SCHWARTZENBACH À LIEDERSCHIEDT	Suivi	Bon	Moyen	Médiocre	Médiocre
02100642	LE BREIDENBACH À WALDHOUSE	Suivi	Bon	Médiocre	Moyen	Médiocre
02041283	LE ROTHBACH À LICHTENBERG	Suivi	Bon	Moyen	Bon	Moyen
02041590	LA ZINSEL DU NORD À BAERENTHAL (TEUFELSBRUCK)	Suivi	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen
02041670	LE FALKENSTEINBACH À PHILIPPSBOURG (AMONT)	Suivi	Bon	Moyen	Moyen	Moyen
02041739	LE SCHWARZBACH À DAMBACH	Suivi	Bon	Moyen	Moyen	Moyen
02041741	LE SCHWARZBACH À WINDSTEIN (AMONT)	Suivi	Bon	Moyen	Bon	Moyen
02045167	LE HEIMBACH À LEMBACH	Suivi	Bon	Moyen	Bon	Moyen
02045175	LA SAUER À LEMBACH (EICHHOLZ)	Suivi	Bon	Moyen	Bon	Moyen
02098392	LE BUTTENBACH À MONTBRONN	Suivi	Moyen	Bon	Bon	Moyen
02100720	LE SCHWALBACH À HOTTVILLER (FERME NEUN-KIRCH)	Suivi	Bon	Moyen	Moyen	Moyen
02043335	LE FALLBAECHEL À SAINT-JEAN-SAVERNE (AVAL LANGTHAL)	Suivi	Bon	Bon	Bon	Bon
02045160	LE STEINBACH À LEMBACH	Suivi	Bon	Bon	Très bon	Bon

Tableau n° 2 : Etat écologique de l'ensemble des stations de l'observatoire de la qualité des cours d'eau des Vosges du nord.

Légende : Les codes couleurs correspondent à l'état : Très bon – Bleu ; Bon – Vert ; Moyen – Jaune ; Médiocre – Orange ; - Mauvais – Rouge. L'état écologique est déterminé à partir du compartiment étudié le plus dégradant

3. Stations de références : spécificités de stations à haut degré de naturalité

Et si nous essayons de penser comme une rivière, pas n'importe quelle rivière mais comme une rivière qui chante (à l'instar de penser comme un arbre de Jacques Tassin ou penser en montagne d'Aldo Leopold...). Quelles sont les caractéristiques permettant de définir les rivières des Vosges du Nord « qui chantent »? les rivières à haut degré de naturalité ?

Pour cette seconde partie du papier, nous allons définir les spécificités de rivières à haut degré de naturalité. Seules quatre stations sur les sept stations de référence se rapprochent du « très bon état écologique » et peuvent ainsi être considérées comme des stations à Haut Degré de Naturalité (HDN), de « vraies » références (§1c). Elles appartiennent toutes à l'hydroécocorégion 4 « Vosges gréseuses » (74) et à la classe de taille « très petite » (TP). Ce sont les stations des rivières Fischbach à Neuwiller-les-Saverne (02043350), Rothenbach à Sturzelbronn (Grafenweiher) (02041735), Spiegelbach à Volksberg (02098090) et Trautbach à Lembach (02045171).

C'est à partir des données et des indicateurs issus de ces stations que nous allons définir dans la suite de ce présent article, les spécificités de rivières à haut degré de naturalité au sein de l'hydroécocorégion 4 « Vosges gréseuses » (TP 4/74). Les stations définies comme référence au préalable et se situant dans les autres hydroécocorégions (18/61 et 10/25) et autres classes de taille de cours d'eau, n'ont pas pu être caractérisées comme ayant un haut de degré de naturalité. Les critères présentés ci-après résultent d'une comparaison inter-stations mettant en avant les écarts significatifs entre les quatre stations de référence approuvées (HDN) et celles de suivi. L'écart significatif a été obtenu via des analyses statistiques basées sur le travail de CHAMBERS et al., (1983), dont la méthodologie est développée en annexe 1.

3.1 Physico-chimie sur eau :

Après l'acquisition de sa signature géochimique, la composition des eaux de rivières est modifiée au cours de son parcours de l'amont vers l'aval par différents processus chimiques, physiques et biologiques naturels, comme le dégazage de CO₂ à l'interface eau/atmosphère, la production phytoplanctonique, la formation de diatomées, les échanges avec la végétation riparienne et les macrophytes aquatiques (PROBST & PROBST, 2015). Nous pouvons également citer les échanges avec les nappes souterraines, les apports d'affluents à signature géochimique et biologiques différentes, les interactions entre les éléments dissous/matières en suspensions et/ou sédiments de fonds, précipitations ou dissolution de minéraux, les interactions avec les biofilms des rivières ainsi que la dégradation des litières en milieux aquatiques (PROBST & PROBST, 2015). Les valeurs de plusieurs paramètres chimiques, obtenues au sein des stations dites de HDN, se sont révélées significativement différentes de celles mesurées au sein des stations de suivi (tableau 3). Les nutriments sont présents mais en faible concentration. La faible concentration en ions confirme la faible minéralisation des rivières des Vosges du Nord.

	Paramètre (unité)	Moyenne	Médiane	Percentile 90	Limites seuils de qualité [TBE ; BE]
Oxygène	Oxygène dissous mg(O ₂)/L	9,2	8,9	10	[8 ; 6]
	DBO5 mg(O ₂)/L	1,1	1	1,7	[3 ; 6]
Nutriments	Phosphore total mg(P)/L	0,06	0,06	0,12	[0.05 ; 0.2]
	Orthophosphates mg(PO ₄)/L	0,12	0,09	0,27	[0.1 ; 0.5]
	Azote mg(N)/L	1,1	0,72		
	Nitrites mg(NO ₂)/L	0,01	0,01	0,02	[0.1 ; 0.3]
	Azote organique mg(N-organique)/L	0,55	0,49		
Salinité	Nitrates mg(NO ₃)/L	3,82	2,6	9,1	[10 ; 50]
	Conductivité µS/cm	115	86		
	Chlorures mg(Cl)/L	4,4	3,89		
	Potassium mg(K)/L	2,08	1,98		
	Sulfate mg(SO ₄)/L	10,18	11		
	Magnésium mg(Mg)/L	3,92	2,25		
Autres substances	Sodium mg(Na)/L	2,16	1,99		
	Matière sèche mg/L	115,9	100		
	Aluminium µg(Al)/L	41,6	31		
	<i>Fer</i> µg(Fe)/L	78,4	72		

Tableau n° 3 : Description des paramètres qui caractérisent les stations à HDN sur l'hydroécocorégion 4/74 et la taille TP.

Les paramètres en italique ne sont pas significativement différents des stations de suivis. Les valeurs permettent de donner un ordre de grandeur des concentrations dans le milieu. Les limites de seuils de qualité sont définies pour les percentiles 90.

TBE : Très Bon Etat. BE : Bon Etat.

Or, ce qui n'est pas présent est souvent un facteur limitant à l'interprétation robuste des résultats. Complétons cette courte analyse par celle des paramètres non présents dans le tableau et qui n'ont de ce fait pas eu de poids dans la caractérisation d'une station de référence. Nous pouvons citer la température, le pH, la DCO, l'ammonium et les MES. Cependant une exploitation plus fine montre de fortes disparités des températures suivant les périodes de l'année et le rang du cours d'eau sur le bassin de la Zinsel du Nord (CHOFFEL et al., 2020).

3.2 Physico-chimie sur sédiment :

Les prélèvements sur sédiment donnent une image sur un pas de temps plus long que le prélèvement sur eau. Les valeurs qui en sont extraites permettent de renseigner les pollutions historiques ainsi que le potentiel de relargage futur (tableau 4). Il n'existe en

2019 pas de consensus sur des valeurs seuils permettant de discriminer les paramètres physico-chimiques.

Moyenne mg/kg MS	Stations de référence	Stations de suivi	Valeurs Guide	Source
Somme des HAP	1,1	1,4	0,1	SEQ-EAU (2003)
Aluminium	4095	6030,9		
Arsenic	4,8	17,2	18	INERIS (2015)
Fer	8677,5	13230,9		
Plomb	19,3	41,5	53	SEQ-EAU (2003)
Zinc	45,3	124,4	180	SEQ-EAU (2003)
Mercure	0,1	0,2	0,3	CLOZEL-LELOUP B. (2003)
Cadmium	0,8	1,9	1,5	SEQ-EAU (2003)

Tableau n° 4 : Ensemble des paramètres suivis sur sédiment. Légende : Les valeurs guides sont renseignées à titre indicatif pour donner un ordre de grandeur. Les données sont issues de sources plurielles.

3.3 Hydrobiologie :

a- Macro-invertébrés

L'I2M2-Indice Invertébrés Multi-Métrique est constitué de cinq métriques liées à la structure et au fonctionnement des peuplements d'invertébrés benthiques :

1. la fréquence relative des espèces ovovivipares¹ dans tous les habitats ; ce mode de reproduction favorise la survie embryonnaire par rapport aux pontes classiques dans un milieu soumis à perturbations ;
2. la fréquence relative des espèces polyvoltines² dans tous les habitats ; en pratique, ce trait biologique favorise la recolonisation de milieux préalablement impactés ;
3. la richesse taxonomique de l'ensemble des 12 habitats échantillonnés.
4. l'indice de diversité de Shannon calculé sur la faune des habitats dominants ; il permet d'évaluer l'hétérogénéité du milieu en prenant en compte l'équilibre du peuplement au travers de la richesse taxonomique totale et l'abondance relative de chaque taxon ;
5. la valeur de l'ASPT (« Average Score Per Taxon »), calculé sur les habitats dominants représentatifs ; cet indice est basé sur le niveau moyen de polluosensibilité du peuplement au travers d'une note individuelle de polluosensibilité affectée à chaque taxon (entre 0 et 10).

Nous avons également calculé la proportion relative de la richesse en familles EPTC (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères) et GOLD (Gastéropodes, Oligochètes et Diptères) qui renseignent respectivement, à partir des données du tableau

1. Espèces dont les œufs incubent jusqu'au terme au sein de l'organisme mère donc relativement protégés du milieu extérieur

2. Espèces réalisant plusieurs générations par an

6, le degré de polluosensibilité et de tolérance aux pressions des peuplements invertébrés des stations HDN et de suivi.

Moyenne des valeurs	OVOVIVIPARE	POLYVOLTIN	RICHESS	SHANNON	ASPT	EPTC	GOLD
Plage de Valeur	Bon : Faible valeur			Bon : Forte valeur		%	%
Stations de référence	0,146	0,288	34,75	2,483	6,656	51,67	23,33
Stations de suivi	0,211	0,376	29,862	2	5,579	40,74	33,33

Tableau n° 5 : Moyenne des valeurs pour les paramètres issus des listes taxonomiques par station

Les stations à HDN sont des milieux diversifiés, peu anthropisés et stables qui permettent l'implantation d'un nombre de familles plus important, des familles avec des stades larvaires s'étalant sur des temps plus longs (tableau 5). Le nombre moyen de familles déterminées pour chaque station est de 43,5 pour les stations de référence et de 32,6 pour les stations de suivi. Bien que ce soit la nature des espèces présentes qui caractérise la qualité du milieu (fonctionnalité), le nombre plus élevé de familles au sein des stations de référence traduit une potentialité d'accueil plus grande de ces stations.

Etant donné le niveau taxonomique de détermination des macro-invertébrés (tableau 6), il est difficile de se prononcer sur les familles pouvant caractériser, par leurs seules présences, une rivière à HDN. L'indice β de Sørensen confirme ce résultat, ne dissociant pas les communautés macro-invertébrés présentes au sein des stations HDN et de suivi ($\beta = 0,77$ – si $\beta = 1$, similarité avérée).

Ordre Famille	Stations de référence	Stations de suivi	Ordre Famille	Stations de référence	Stations de suivi
ACHETES			MOLLUSQUES		
Erpobdellidae		1	Acroloxidae		1
Glossiphoniidae	1	1	Ancylidae	1	1
Piscicolidae		1	Bithyniidae		1
COLEOPTERES			Hydrobiidae		1
Curculionidae	1		Lymnaeidae	1	1
Dryopidae		1	Physidae	1	1
Dytiscidae	1	1	Planorbidae		1
Elmidae	1	1	Sphaeriidae	1	1

Gyrinidae	1	1	Unionidae		1
Haliplidae		1	Valvatidae		1
Hydraenidae	1	1	Viviparidae		1
Hydrochidae		1	ODONATES		
Hydrophilidae	1	1	Aeschnidae	1	
Hygrobiidae	1	1	Calopterygidae	1	1
Scirtidae (Helodidae)	1	1	Coenagrionidae		1
COLLEMBOLA			Cordulegasteridae	1	
COLLEMBOLA	1	1	Gomphidae	1	1
CRUSTACES			Lestidae	1	
Asellidae	1	1	Platycnemididae		1
Gammaridae	1	1	OLIGOCHETES		
DIPTERES			OLIGOCHETES	1	1
Anthomyidae		1	PLANIPENNES		
Athericidae		1	Osmylidae	1	
Ceratopogonidae	1	1	PLECOPTERES		
Chaoboridae		1	Chloroperlidae	1	1
Chironomidae	1	1	Leuctra sp.	1	1
Dixidae	1	1	Nemouridae	1	1
Dolichopodidae		1	Perlodidae	1	1
Empididae	1	1	TRICHOPTERES		
Ephyridae		1	Brachycentridae	1	1
Limoniidae	1	1	Glossosomatidae	1	
Psychodidae		1	Goeridae	1	1
Ptychopteridae	1	1	Hydropsychidae	1	1
Simuliidae	1	1	Hydroptilidae		1
Tabanidae	1	1	Lepidostomatidae	1	1
Tipulidae	1	1	Leptoceridae	1	1
EPHEMEROPTERES			Limnephilidae	1	1
Baetidae	1	1	Odontoceridae	1	1
Caenidae	1	1	Philopotamidae	1	1
Ephemerellidae	1	1	Polycentropodidae	1	1
Ephemeridae	1	1	Psychomyidae	1	1
Heptageniidae	1	1	Rhyacophilidae	1	1
Leptophlebiidae	1	1	Sericostomatidae	1	1
HETEROPTERES			LEPIDOPTERES		
Aphelocheiridae		1	Crambidae (Pyrilidae)	1	1

Corixidae		1	MEGALOPTERES		
Gerridae		1	Sialidae	1	1
Mesoveliidae		1	HYDRACARIENS		
Nepidae	1	1	HYDRACARIENS	1	1
Notonectidae		1	HYMENOPTERES		
Veliidae	1	1	Agriotypidae		1

Tableau n°6 : Liste faunistiques de macro-invertébrés (niveau de détermination à la famille).
Légende : le « 1 » signifie la présence de la famille pour la typologie de station. Le « 1 » informe de la présence d'au moins 3 individus présents sur une station de la typologie. En vert les familles uniquement présentes pour les stations à HDN et en rouge les taxons présents uniquement sur les stations de suivi.

b- Macrophytes

L'indice β de Sørensen pour les macrophytes traduit une disparité entre les listes floristiques des stations à HDN et de suivi ($\beta = 0,53$). Les macrophytes démontrent une capacité à discriminer les deux typologies de stations plus efficacement que les macro-invertébrés (tableau 7).

Groupe	Groupe de macrophytes / station de référence	Groupe de macrophytes / station de suivi	Delta
Algues	0,75	0,81	-0,06
Bryophytes - Hépatiques	2,75	0,7	2,05
Bryophytes - Mousses	1,5	1,74	-0,24
Phanérogames - Hélophytes	2	1,81	0,19
Phanérogames - Hygrophytes	0,5	0,96	-0,46
Phanérogames - Hydrophytes	1,5	1,63	-0,13
Phanérogames - Autres		0,44	
Nombre moyen d'espèces par station	9	8,1	

Tableau n° 7 : Proportion de groupe de macrophytes par station.
Légende : en gras les données avec des écarts relatifs importants.

Sur la base des travaux de MULLER (1990), THIEBAUT et al. (1996) ont défini des séquences de communautés de macrophytes en fonction d'un gradient d'eutrophisation. Ces séquences ont ensuite été associées à un gradient d'acidification (tête de bassin) pour créer des typologies de communautés de plantes aquatiques inféodées à l'hydroécocorégion 4 (THIEBAUT & MULLER, 1999). Les auteurs faisaient ainsi le lien avec les cours d'eau acides en tête de bassin, qui peuvent être caractérisés soit par (a) une communauté des bryophytes (*Scapania undulata*, *Sphagnum sp.*) et *Potamogeton polygonifolius*, soit par (b) une communauté avec *P. polygonifolius*, *Ranunculus peltatus* ainsi que des espèces de Callitriche (*C. platycarpa* et *C. hamulata*). Les stations de référence suivent ce même modèle, majoritairement composées de bryophytes hépatiques. L'une d'elles, *Scapania*

undulata, a été observée exclusivement au sein de ces stations alors que *Potamogeton polygonifolius* n'a été observé que pour des stations hors HDN (Tableau 8). Au sein des stations de suivi, la présence d'*Amblystegium sp.*, indique un taux de nutriment élevé dans ces milieux. Deux espèces végétales invasives, *Elodea nuttallii* et *E. canadensis* y ont été également observées.

Groupe - Taxon	Stations de référence	Stations de suivi
Algues		
<i>Cladophora sp.</i>		1
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	1	
<i>Microspora sp.</i>	1	1
<i>Nostoc sp.</i>		1
<i>Oscillatoria sp.</i>		1
<i>Rhizoclonium sp.</i>		1
<i>Vaucheria sp.</i>		1
Bryophytes - Hépatiques		
<i>Aneura pinguis</i>	1	1
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	1	1
<i>Conocephalum conicum</i>	1	1
<i>Pellia sp.</i>	1	1
<i>Riccardia chamedryfolia</i>		1
<i>Scapania undulata</i>	1	
Bryophytes - Mousses		
<i>Amblystegium sp.</i>		1
<i>Atrichum undulatum</i>		1
<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	1	1
<i>Fissidens pusillus</i>		1
<i>Fontinalis antipyretica</i>	1	1
<i>Hygroamblystegium tenax</i>	1	1
<i>Leptodictyum riparium</i>		1
<i>Mnium hornum</i>		1
<i>Rhynchostegium riparioides</i>	1	1
<i>Thamnobryum alopecurum</i>		1
Phanerogames - Autres		
<i>Agrostis sp.</i>		1
<i>Apium sp.</i>		1
<i>Carex sp.</i>		1
<i>Hedera helix</i>		1
<i>Lysimachia sp.</i>		1
<i>Urtica dioica</i>		1

Phanerogames - Hélophytes		
<i>Berula erecta</i>	1	1
<i>Glyceria fluitans</i>	1	1
<i>Iris pseudacorus</i>	1	1
<i>Mentha aquatica</i>		1
<i>Nasturtium officinale</i>	1	1
<i>Persicaria hydropiper</i>		1
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	1
<i>Phragmites australis</i>		1
Phanerogames - Hygrophytes		
<i>Epilobium palustre</i>		1
<i>Filipendula ulmaria</i>		1
<i>Galium uliginosum</i>	1	1
<i>Impatiens glandulifera</i>		1
<i>Juncus effusus</i>		1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	1
<i>Solanum dulcamara</i>		1
Phanerogames - Hydrophytes		
<i>Calla palustris</i>		1
<i>Callitriche hamulata</i>	1	1
<i>Elodea canadensis</i>		1
<i>Elodea nuttallii</i>		1
<i>Lemna minor</i>	1	1
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>		1
<i>Potamogeton polygonifolius</i>		1
<i>Ranunculus peltatus</i>	1	1
<i>Sparganium emersum</i> f. <i>brevifolium</i>	1	1

Tableau n° 8 : Ensemble des groupes et taxons de macrophytes.

Légende : le « 1 » signifie la présence de la famille pour la typologie de station. En vert les taxons uniquement présents pour les stations à HDN et en rouge les taxons présents uniquement sur les stations de suivi.

En souligné les taxons présents dans l'étude de THIEBAUT & MULLER (1999)

3.4 Hydromorphologie :

« Être fleuve, Essere fiume » est le titre d'une œuvre Giuseppe Penone, qui juxtapose deux pierres aux formes similaires, l'une travaillée par l'eau, l'érosion, la saltation d'une rivière et l'autre taillée par le sculpteur qui retrace le parcours du fleuve (MACE, 2019). Juste image pour introduire l'hydromorphologie et les principales caractéristiques issues du protocole Carhyce (AFB, 2017). L'interface d'exploitation des données est constituée de plusieurs métriques, seules celles présentant un intérêt pour la présente étude sont présentées dans le tableau 9.

		Stations référence	Stations suivi
Surface BV (km2)	Médiane	7,4	28,2
	Moyenne	8,4	35,9
% granulométrie fine	Médiane	65,9	81,9
	Moyenne	63,5	73,9
% graviers-cailloux	Médiane	23,9	11,4
	Moyenne	26,9	20,2
% blocs-rochers	Médiane	3	2,9
	Moyenne	9,5	5,9
Indice de Shannon	Médiane	1,4	1,3
	Moyenne	1,4	1,3
Nombre de Froude Qb	Médiane	0,3	0,1
	Moyenne	0,3	0,1
Indice Fredle	Médiane	13	10,8
	Moyenne	12,8	12,9
Folk et Ward	Médiane	0,8	0,9
	Moyenne	0,8	1,1
L/P Qb	Médiane	6,1	4,9
	Moyenne	6,1	5,4
L/P Q1	Médiane	15,4	8,8
	Moyenne	15,6	9,1
		Stations référence	Stations suivi
D50 (mm)	Moyenne	19,6	26,3
D84 (mm)	Médiane	36,1	40,2
	Moyenne	35,4	53,5
D16 (mm)	Médiane	11,3	9
	Moyenne	10,7	10,4
Force tractrice Qb (N/m2)	Médiane	61,2	11
	Moyenne	56,9	20,2

Tableau n° 9 : Principales caractéristiques hydromorphologiques issues du protocole Carhyce. Légende : les chiffres en gras sont les caractéristiques intéressantes montrant une différence entre les stations de référence et de suivi les plus parlantes. L'indice de Folk et Ward renseigne sur le tri granulométrique. L'indice de Fredle renseigne sur l'asymétrie de la distribution du tri granulométrique. L'indice de Shannon donne une idée de la diversité spécifique d'un milieu, il mesure l'entropie. Le nombre de Froude permet de caractériser l'écoulement par le rapport de l'énergie cinétique du liquide en mouvement à l'énergie potentielle de la pesanteur. Les forces tractrices permettent de faire des estimations du transport solide.

Les dynamiques morphologiques sont plus actives sur les stations à HDN. Les données sur les forces tractrices ou contraintes tractrices (DEGOUTTE, 2006) sont un premier élément révélateur. Un autre indicateur de l'activité géodynamique est le rapport largeur sur profondeur moyenne (L/P), mettant en valeur dès lors qu'il est faible un dysfonctionnement hydromorphologique (MALAVOI et BRAVARD, 2010). Ce rapport L sur P est deux fois plus important sur les stations de référence pour les débits dépassés 1% du temps Q1, cette métrique a une confiance plus élevée pour TAMISIER et al. (2017) par rapport au Qb (débit de plein bord), d'autant plus qu'elle livre également des éléments quant à la texture des berges (MALAVOI et BRAVARD, 2010). L'écart peut être pondéré par la présence chez certaines stations de suivi de sols plus argileux et plus cohésifs. Alors que les surfaces des bassins versants entre les stations de références et celles de suivi sont très différentes, l'indice de tri de FOLK et WARD (1957) révèle que le tri granulométrique est relativement similaire entre les stations. Par contre, l'asymétrie de la distribution est plus importante sur les stations de référence, augmentant la capacité de survie des embryons de salmonidés dans ces contextes (REISER, 1998).

4. Conclusion

« La saleté signe la marque de l'activité humaine sur les milieux. L'anthropisation se fait entropie » (PIERON, 2018). L'eau est médiée dans les territoires par les usages, les techniques et les cultures, les activités qui en découlent ayant des impacts forts sur les milieux et la biodiversité. L'eau des rivières des Vosges du Nord peut globalement être définie comme n'atteignant pas les objectifs du bon état écologique. Seul 19% des stations étudiées atteignent le « bon état écologique » exigé par les objectifs de la Directive cadre sur l'eau (2000). Contrairement à l'argumentation de REY (2016) soutenant que « nos instruments chiffrés, loin de nous aider à appréhender le réel, nous en éloigne », ils ont été, dans ce présent article, un moyen pour mieux promouvoir l'articulation des cultures avec le monde environnant. Et c'est bien d'un « éveil de l'amont » (TAITHE, 2019) dont nous avons besoin pour remédier au mauvais état écologique de certaines rivières des Vosges du nord.

Les stations à Haut Degré de Naturalité (HDN) ont été caractérisées via deux démarches différentes, une approche Directive cadre sur l'eau (2000) et une approche en comparaison inter-stations, notamment par rapport aux stations de suivi. La physico-chimie s'est avérée être le compartiment le plus efficace pour discriminer statistiquement les stations de référence par rapport à celles de suivi. Autant sur les compartiments hydrobiologiques et hydromorphologiques le travail en « relatif » souffre d'un manque de données pour s'asseoir sur une légitimité statistique. Il n'empêche que des grandes tendances sont mises en lumière : (a) en physico-chimie les paramètres liés à la salinité (conductivité, chlorures, potassium, sulfates, magnésium et sodium), les paramètres liés aux nutriments (les principaux composés azotés et phosphorés), les paramètres liés à l'oxygène (O2 dissous et DBO5) et l'aluminium et la matière sèche permettent de disposer de valeurs pour définir un rivièrisme de référence sur HER4/74 ; (b) la présence naturelle en fer et aluminium dans les sédiments ; (c) la présence de certaines familles de macroinvertébrés telles que les *Curculionidae* (Coléoptères), les *Aeschnidae* (Odonates),

les *Cordulegasteridae* (Odonates), les Lestidae (Odonates), les *Osmylidae* (Planipennes) et les *Glossosomatidae* (Trichoptères). La fréquence de ces taxons sur un type de rivière donné (par exemple TP 4/74), en contexte perturbé ou non, pourra être précisé lorsque le jeu de données sera plus important ; (d) La qualité de la ripisylve, plus naturelle, favorise les transitions douces entre la berge et le milieu aquatique favorables notamment aux Odonates. Le lit de ces rivières préservées est également propice au développement des Hépatiques, un groupe bien plus présent sur les stations de référence. L'espèce de bryophyte, *Scapania undulata* ainsi que l'algue rouge encroûtante *Hildenbrandia rivularis* ne sont présentes que sur celles-ci ; (e) L'asymétrie de la distribution du tri granulométrique, les valeurs des diamètres granulométriques, le rapport largeur sur profondeur et la force tractrices sont autant de paramètres qui doivent servir pour les travaux de restauration écologiques menés sur le territoire des Vosges du Nord pour imaginer des tronçons de rivière favorables à une expansion de la biodiversité.

Une des traductions anglaises du mot « *catchment* » pour bassin versant désigne métaphoriquement 'un moment charnière'. Il convient de visualiser les bassins versants comme le lieu où « des composantes de milieux cessent d'être directionnelles pour devenir dimensionnelles, quand elles cessent d'être fonctionnelles pour devenir expressives ». Les stations définies dans le cadre de cette étude sont le reflet de l'ensemble de nos usages et des impacts qui en découlent. D'après Horace, « il est en tout un juste milieu », le territoire se doit alors d'être multifonctionnel (LEVEQUE, 2015), un lieu où se rythme (DELEUZE & GUATTARI, 1980) et s'agence des « formes géopolitiques de composition (rassembler) et de partition (se répartir) » (DESPRET, 2019) en juste balance avec la nature. C'est bien à une relation sur le vivant retrouvée qu'invite Snyder. Certains territoires des Vosges du Nord ont entamé ce virage tel que la communauté de communes Sauer-Pechelbronn, un territoire à énergie positive envers la croissance verte. Un autre exemple plus ambitieux nous vient de plus loin. Les sociétés Néo-Zélandaises et Indiennes ont doté des fleuves d'une personnalité juridique. En les dotant d'une intériorité, d'une capacité à signifier, d'une agentivité, ces sociétés leurs reconnaissent un statut de sujet (MACE, 2019). C'est une nouvelle composition des mondes avec de nouveaux agencements favorables à un équilibre entre l'homme et la nature qui est ici proposé. Que la raison soit d'ordre morale comme objet valant en lui-même ou d'ordre d'usages, ce n'est que par une politique globale, à l'échelle des bassins versants, collective et solidaire que nous retrouverons les ruisseaux « charmants » d'Elisée RECLUS et les « rêverie de l'eau » de Gaston BACHELARD (1942) comme partie vivante du territoire des Vosges du Nord.

Remerciements

Aux financeurs : l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, la DREAL Grand Est ; Aux prestataires : Eurofins, Rainette, GestionHydro ; Aux partenaires : DDT, SDEA, Communautés de communes, communes, l'OFB et l'ensemble des scientifiques participants à la démarche. À Thomas Guyot pour les macrophytes. À l'ensemble des collègues.

Bibliographie

- AFB. 2017. Carhyce Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau – Protocole de recueil de données hydromorphologiques à l'échelle de la station sur les cours d'eau prospectables à pied. *Guides et protocoles*. 56 p.
- BACHELARD G. 1942. L'eau et les rêves, essai sur l'imagination de la matière. Paris. Ed. José Corti.
- BACHELARD G. 1948. La terre et les rêveries du repos. Essai sur les images de l'intimité. Paris. José Corti.
- BAILLY J-C. 2018. Couler de source. Ed. Bayard. 2018.
- CAIRAULT A. 2018. Observatoire de la qualité des rivières des Vosges du Nord. Bilan 2015-2016. *Ann. Sci. Rés. Bios. Trans. Vosges du Nord-Pfälzerwald 19 (2017-2018) : 42-53.*
- CAQUET T. 2012. Des invertébrés pour la bio-indication de la qualité des cours d'eau : bilan et perspectives. *In* FEIXI I., BISPO A. & GRAND C. 2012. Bio-indicateurs pour la caractérisation des sols, Journée technique nationale, 7^e édition, Paris, 16 octobre 2012, Rennes, ADEME
- CHAMBERS J.M., CLEVELAND W. S., KLEINER B. & TUKEY P. A. 1983. Graphical methods for data analysis. Duxbury Press.
- CHAUVET E. & GUEROLD F. 2015. Petites rivières, qualité de l'eau et organismes. L'eau à découvert. CNRS Edition.
- CHOFFEL Q., CAIRAULT A., BARTOUT P. & TOUCHART L. 2020. Analyse des échanges thermiques entre les étangs et le réseau hydrographique du bassin versant de la Zinsel du Nord : contribution à la différenciation entre les impacts isolés et cumulés des plans d'eau. *Ann. Sci. Rés. Bios. Trans. Vosges du Nord-Pfälzerwald 20 (2019-2020) : 40-6.*
- CLOZEL-LELOUP B. 2003. Valeurs guides intervenant dans la gestion des sédiments et méthodologie d'élaboration de ces valeurs : synthèse bibliographique. BRGM/RP-51735-FR. 131 p.
- DEGOUTTE G. 2006. Diagnostic, aménagement et gestion des rivières, hydraulique et morphologie fluviales appliquées. Ed. Lavoisier.
- DELEUZE G. & GUATTARI F. 1980. Mille plateaux. Ed. Minuit. p 386.
- DESPRET V. 2019. Habiter en oiseau. Actes Sud. 208 p.
- INERIS. 2014. Valeur Guide Environnementale – Arsenic et des dérivés inorganiques, *Ed. INERIS.*

FOLK R.L. & WARD W.C. 1957. Brazos river bar : a study of significant of grain size parameters. *J. Sediment. Petrol.* 27 : 3-26.

FORT M., BETARD F. & ARNAUD-FASSETTA G. 2015. Géomorphologie dynamique et environnement. Ed. Armand Colin.

GUETTEA., CARRUTHERS-JONES J., GODET L., & ROBIN M. 2018. «Naturalité»: concepts et méthodes appliqués à la conservation de la nature. *Cybergeo: European Journal of Geography* [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, document 856, mis en ligne le 30 mai 2018, consulté le 20 février 2020.

LEVEQUE C. 2015. Multifonctionnalité des rivières. L'eau à découvert. CNRS Edition.

LOWE, W. H., & LIKENS, G. E. 2005. Moving headwater streams to the head of the class. *BioScience* 55(3) : 196-197.

MACE M. 2019. Nos cabanes. Verdier.

MALAVOI J. R. & BRAVARD J.P. 2010. Eléments d'hydromorphologie fluviale. Onema. 224 p.

MULLER S. 1990. Une séquence de groupements végétaux bioindicateurs d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses Vosges gréseuses du Nord. *C.r. hebd. Séanc. Acad. Sci.* : 310 (III) : 509-514.

MUSYA. & HIGY C. 2004. Hydrologie une science de la nature, Ed. Presses polytechniques et universitaires romandes.

ORSENNA E. 2019. Fleuves. *RELIEFN*°9 : 59-65.

PIERRON J-P. 2018. La poésie de l'eau. Pour une nouvelle écologie. Ed. François Bourin.

PROBST J-L & PROBST A. 2015. Composition chimique des eaux et variabilité naturelle. L'eau à découvert. CNRS Edition.

RECLUS E. 1995. Histoire d'un ruisseau. Actes sud.

REISER D.W. 1998. Sediment in gravel bed rivers: ecological and biological considerations. In KLINGEMAN P. C., BESCHTA R., KOMAR P. & BRADLEY J. 1998. (Eds) Gravel bed rivers in the environment, Water Resources Publications, LLC : 199-228.

REY O. 2016. Le monde mis en nombre. Paris. Stock.

SEQ-EAU. 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau – Grilles d'évaluation version 2. *MEDD & Agences de l'eau.*

SNYDER G. 2018. Le sens des lieux – Ethique, esthétique et bassin versants. Ed. Wildproject.

STRAHLER A. N. 1952. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *GSA Bulletin* 63 (11): 1117-1142.

TAITHE A. 2019. Fleuves en partage : l'éveil de l'amont. *RELIEFN*°9 : 51-57.

TAMISIER V., GOB F., BILODEAU C. & THOMMERET N. 2017. Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau français (Carhyce). Valorisation des données Carhyce

pour la construction d'un outil d'aide à la gestion des cours d'eau. Rapport scientifique CNRS/Université de Paris Panthéon-Sorbonne/ESGT/. 142 p.

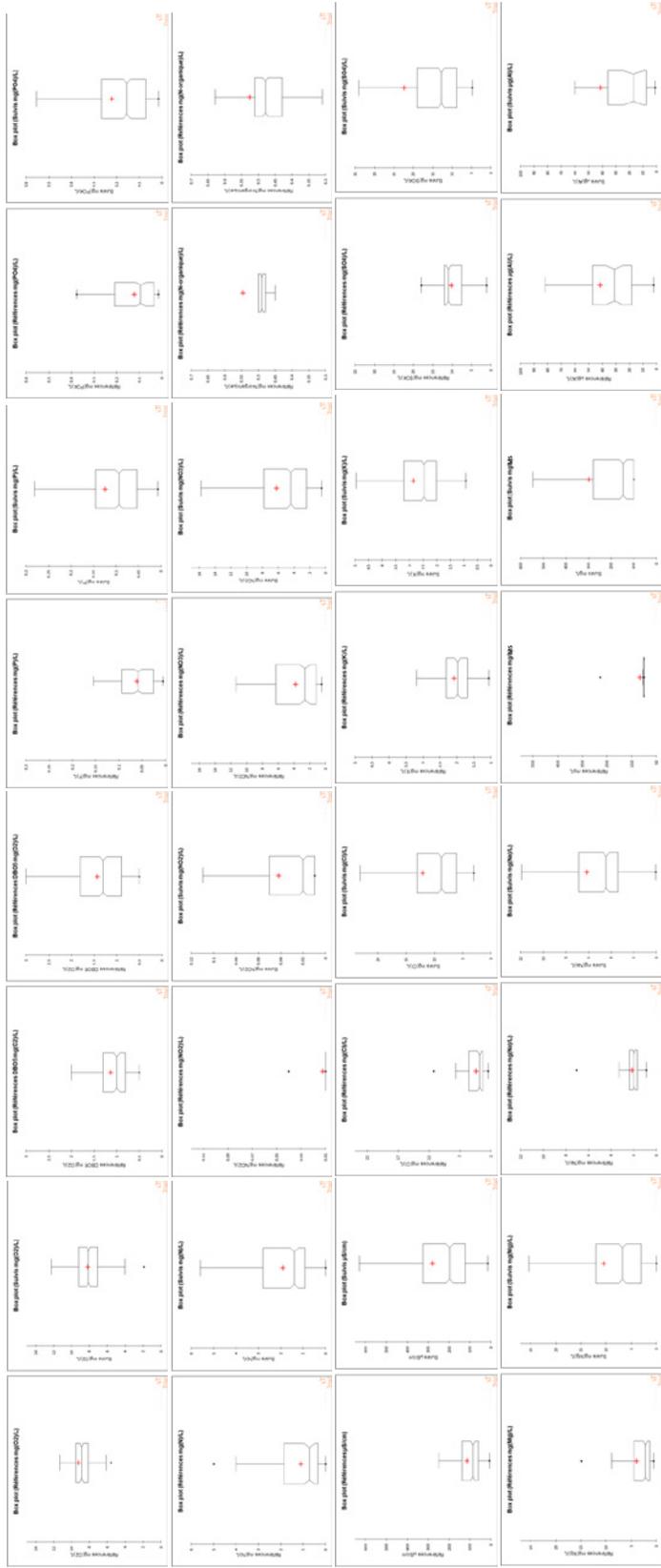
THIEBAUT G. & MULLER S. 1999. A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. *Hydrobiologia* 410 : 17-24.

THIEBAUT G., GUEROLD F. & MULLER S. 1996. Impact de l'acidification des eaux sur les macrophytes aquatiques dans les eaux faiblement minéralisées des Vosges du Nord, Acta bot. *Gallica* 142 : 617-626.

WANTZEN K. M., BALLOUCHE A., LONGUET I., BAO I., BOCOUM H., CISSE L., CHAUHAN M., GIRARD P., GOPAL B., KANE A. & MARCHESE M. R. 2016. River Culture: an eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. *Ecology & Hydrobiology* 16(1) : 7-18.

WARD J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 2-8.

Annexe 1 : Discrimination des données issues des rivières de références et des rivières de suivi par des notched box plots



Analyse des échanges thermiques entre les étangs et le réseau hydrographique du bassin versant de la Zinsel du Nord : contribution à la différenciation entre les impacts isolés et cumulés des plans d'eau

Quentin CHOFFEL (1), Alban CAIRAULT (2), Francesco DONATI (1), Simon CAILLIEZ (1), Pascal BARTOUT (1) & Laurent TOUCHART (1)

(1) Laboratoire EA1210 CEDETE, Université d'Orléans, 10 rue de Tours, 45100 Orléans.

(2) SYCOPARC des Vosges du Nord, 21 Rue du Château, 67290 La Petite-Pierre.

Résumé :

Les impacts de la présence de plans d'eau sur le comportement thermique du cours d'eau attirent de plus en plus l'attention des politiques et scientifiques ces dernières années. Si l'impact thermique d'un étang est peu connu, alors celui d'une chaîne d'étangs est quasiment inconnue, qui plus est en configuration de tête de bassin. La mesure de la température peut être réalisée sur de multiples zones d'échantillonnage, a de nombreux pas de temps et permet d'apporter des informations globales sur les échanges entre les systèmes hydrologiques lenticques (plans d'eau) et lotiques (cours d'eau).

Le terrain d'étude se situe dans la vallée de la Zinsel du Nord où la majorité des étangs sont situés sur des cours d'eau de tête de bassin (rang de Strahler 0+ à 2). Des thermomètres enregistreurs ont été installés dans un milieu lentique (l'étang de Baerenthal) et dans des milieux lotiques (6 affluents de la Zinsel du Nord et sur le drain principal) pendant deux années, pour un total de 385 000 données thermiques horaires. Les mesures ont été effectuées sur des cours d'eau avec la présence de quelques étangs, d'autres avec un nombre plus conséquent et enfin, un cours d'eau sans étang.

L'étude apporte une contribution à la différenciation entre les impacts isolés et cumulés des plans d'eau en mettant en avant : (1) l'effet cumulé des étangs sur la température n'est pas un effet additif en cascade. Seul le premier étang à l'impact le plus important. (2) Lorsque la suppression est envisagée, la meilleure option afin de limiter les effets thermiques est d'effacer l'ensemble des étangs en barrage sur un affluent. Supprimer une partie des étangs ne supprime pas les principaux effets. (3) Pour une même longueur de cours d'eau, une configuration de bassin versant avec des étangs groupés en amont à un impact sur un linéaire de cours d'eau plus réduit qu'une configuration avec des étangs dispersés. (4) Organiser l'ordonnancement des travaux de restauration de l'amont vers l'aval, afin d'augmenter le linéaire non impacté depuis la source jusqu'au premier étang, est plus efficace que l'ordonnancement aval-amont. (5) La profondeur d'un étang va influencer sa capacité à se stratifier. En fonction du type de sortie, l'impact aval diffère. (6) L'étang aval d'un sous bassin versant peut compenser/maximiser/limiter l'impact de la chaîne d'étang amont sur le cours d'eau dans lequel il afflue selon son aménagement.

Mots-clés : Étangs, impact cumulé, hydrologie, température, Vosges du Nord

Zusammenfassung :

Die Auswirkungen der Existenz von Teichen auf das thermische Verhalten eines Wasserlaufs sind in den letzten Jahren immer mehr in den Blickpunkt der Aufmerksamkeit von Politikern und Wissenschaftlern geraten. Nicht nur sind die thermischen Auswirkungen eines Teiches wenig bekannt, sondern über diejenigen einer noch dazu am Kopf des Einzugsbeckens gelegene Kette von Teichen weiß man nahezu nichts.

Die Temperatur ist ein synthetischer und plastischer Verwendung Indikator. Ihre Messung kann an zahlreichen Stellen der Probenentnahmen und in mehreren Zeitschritten durchgeführt werden. Sie ermöglicht es, umfassende Informationen über den Austausch zwischen den lenticchen (Gewässer) und lotischen (Wasserläufe) Wassersystemen zu erbringen.

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im nördlichen Zinseltal, wo sich der Großteil der Teiche an Wasserläufen des Beckenkopfes befindet (Strahlersystem 0+ bis 2). Thermometeraufzeichnungen wurden zwei Jahre lang in einem lenticchen Milieu (Baerenthal-Teich) und in einem lotischen Milieu (6 Nebenflüsse der nördlichen Zinsel und am Hauptabfluss) gesammelt, was insgesamt 385.000 stündlich gemessene thermische Daten ergibt. Die Messungen wurden an Wasserläufen mit wenigen Teichen, an anderen mit einer größeren Anzahl von Teichen und schließlich an einem Wasserlauf ohne Teich durchgeführt.

Die Studie trägt zur Unterscheidung zwischen isolierten und kumulativen Auswirkungen von Gewässern bei, indem Folgendes hervorgehoben wird: (1) Die kumulative Wirkung von Teichen auf die Temperatur ist keine kaskadierende, additive Wirkung. Nur der erste Teich hat die größte Wirkung. (2) Die beste Möglichkeit zur Begrenzung der thermischen Auswirkungen besteht darin, die Damnteiche an einem Zufluss zu entfernen. Durch die Beseitigung eines Teils der Teiche werden aber die Haupteffekte nicht beseitigt. (3) Bei gleicher Wasserlaufänge haben im Wassereinzugsgebiet flussaufwärts gruppierte Teiche einen geringeren Einfluss auf einen linearen Wasserlauf als eine Konfiguration von verstreuten Teichen. (4) Die Sanierungsarbeiten von oben flussabwärts zu planen ist effizienter als umgekehrt, um den Abstand des nicht betroffenen linearen Wasserlaufes von der Quelle zum ersten Teich zu vergrößern. (5) Die Tiefe eines Teiches beeinflusst seine Temperaturschichtung. Abhängig von der Art des Abflusses ist die Wirkung flussabwärts unterschiedlich. (6) Der flussabwärts gelegene Teich eines Einzugsnebenbeckens kann den Einfluss der stromaufwärts gelegenen Teichkette auf das Fließgewässer, in das er fließt, kompensieren / maximieren / begrenzen.

Schlüsselwörter : Teiche, kumulative Auswirkungen, Hydrologie, Temperatur, Nördliche Vogesen

Summary :

The impact of the presence of stretches of water on the thermal behaviour of the watercourse has been attracting growing attention from politicians and scientists in recent years. Although little is known of the thermal impact of a pond, that of a string of ponds is almost totally unknown, even more so in a headwater configuration. Temperature is a synthetic and practical indicator of use. Measurement of the temperature may be done over multiple sampling zones, cover various time frames and provide general information on exchanges between lentic hydrological systems (stretches of water) and lotic hydrological systems (watercourses).

The field of study lies in the Zinsel du Nord valley where the majority of the ponds are situated on headwater watercourses (Strahler ranking 0+ to 2). Temperature recorders were installed for two years in a lentic environment (the Baerenthal pond) and in lotic environments (6 tributaries of the Zinsel du Nord and on the leader drainage), providing a total of 385,000 hourly thermal data. Measurements were taken on watercourses incorporating a few ponds, others with a more significant number and, finally, on a watercourse with no ponds.

The study contributed to the differentiation between the isolated and cumulative impact of stretches of water, indicating that: (1) The cumulative effect of ponds on temperature is not an additive effect in series. Only the first pond has a more significant impact. (2) The best option to limit thermal effects is to remove all dam ponds on a tributary. Eliminating some of the ponds does not get rid of the principal effects. (3) For an equivalent length of watercourse, a headwater configuration with ponds grouped upstream impacts a shorter string of watercourses than a configuration with scattered ponds. (4) Organising the sequencing of restoration work upstream to downstream in order to increase the stretch not impacted from the source to the first pond is more effective than sequencing downstream to upstream. (5) The depth of a pond will influence its stratification capacity. Depending on the type of outlet, the downstream impact differs. (6) The downstream pond on a sub-catchment basin may compensate for / maximise / limit the impact of the string of ponds upstream on the watercourse into which it flows.

Key words : ponds, cumulative impact, hydrology, temperature, Northern Vosges

Introduction

Les impacts de la présence de plans d'eau sur le comportement thermique du cours d'eau attirent de plus en plus l'attention des politiques et scientifiques ces dernières années, notamment la question des étangs présents sur le chevelu hydrographique de tête de bassin (AELB, 2019 ; CARLUER *et al.*, 2016 ; TOUCHART, 2007 ; 2016 ; TOUCHART & BARTOUT, 2010 ; 2011). En effet, présents depuis des siècles dans les paysages métropolitains, les plans d'eau et particulièrement les étangs sont souvent connectés avec le réseau hydrographique préexistant. La présence de plans d'eau en barrage entraîne des perturbations thermiques (WEBB & WALLING, 1988 ; CARLUER *et al.*, 2016 ; MAHEU *et al.*, 2016) pouvant altérer le cycle de vie de la faune et la flore du cours d'eau à l'aval. Cependant, en dépit de leur très grand nombre, la grande majorité des études se sont focalisées sur les impacts des grands lacs de barrage (SAVY, 2006 ; POIREL *et al.*, 2010 ;

OLDEN & NAIMAN, 2010 ; MAHEU *et al.*, 2016 ; MAAVARA *et al.*, 2020), tandis que les étangs restent peu étudiés (LESSARD & HAYES, 2003 ; BANAS, 2016 ; GAILLARD *et al.*, 2016 ; CHANDSERIS *et al.*, 2019). Or, leur volume et fonctionnement thermique diffèrent de celui des plans d'eau plus profonds (TOUCHART, 2007 ; CHOFFEL, 2019) entraînant par conséquent un impact à l'aval lui aussi varié. De plus, ces étangs ont l'avantage ou l'inconvénient selon l'angle avec lequel ils sont étudiés, de se situer les uns à la suite des autres sur le linéaire hydrographique. Si l'impact thermique d'un étang est peu connu, alors celui d'une chaîne d'étangs est quasiment inconnue (TOUCHART, 2007).

La grande majorité des étangs sont situés sur des cours d'eau de tête de bassin, du rang 0 au rang 2 dans l'ordination de Strahler¹ (STRALHER, 1957 ; BENDA *et al.*, 2005). Ils sont fortement influencés par leur bassin versant et ses caractéristiques (GAILLARD, 2014). Les zones amont drainent un chevelu dense de petits cours d'eau, que la faiblesse de leur débit rend vulnérable aux modifications diverses notamment physico-chimiques. Du fait de sa localisation en amont, le chevelu hydrographique de tête de bassin influence la qualité et la quantité d'eau déversée vers l'aval et les grands cours d'eau. La qualité d'un cours d'eau est en grande partie dépendante du bon fonctionnement de sa tête de bassin motrice de l'aval. Les étangs représentent une des principales pressions qui s'exercent sur les ruisseaux amont, celle-ci nécessite d'être bien mesurées et étudiées afin d'avoir une compréhension globale des échanges entre la rivière et l'étang. La température, par sa capacité d'être un indicateur synthétique (VERNEAUX, 1973 ; VANNOTE *et al.*, 1980 ; TOUCHART, 2002 ; BIRKINSHAW & WEBB, 2010) et sa plasticité de mise en œuvre, permet d'apporter des informations globales sur les échanges entre les systèmes hydrologiques lenticques (plans d'eau) et lotiques (cours d'eau). La température de l'eau est un paramètre central du bon état écologique des cours d'eau qui varie fortement et rapidement sous l'effet de différentes pressions, qu'elles soient naturelles ou artificielles. Cet article se penche sur une étude menée dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord, où des opérations de restauration de rivières par effacement d'étangs ont déjà été menées depuis plusieurs années. Cette étude permet d'améliorer la connaissance concernant l'évolution du paramètre température dans les cours d'eau considérés et dans différents types de contexte (cours d'eau plus ou moins aménagés). Elle s'intéresse également à l'évolution thermique annuelle au sein même des plans d'eau et à leurs effets sur les milieux récepteurs.

Le processus d'effacement d'ouvrages constitue un fait récent pour lequel les retours d'expériences restent rares. Les lacunes sont importantes sur les effets sociaux et économiques d'un effacement tandis que la validité scientifique des intérêts écologiques procurés est débattue (GERMAINE & BARRAUD, 2017). Un partenariat entre gestionnaires et chercheurs permet d'apporter quelques éléments complémentaires au retour d'expérience de restauration des petits plans d'eau. L'approche de la connaissance locale vers la compréhension globale peut être une clé d'évaluation de ces campagnes d'effacement (LEVEQUE, 2016).

1. Dans la classification de Strahler, tout drain qui n'a pas d'affluent se voit attribuer la valeur 1. Puis, le calcul de la valeur de chaque drain se fait selon la méthode suivante : un drain d'ordre n+1 est issu de la confluence de deux drains d'ordre n

1. Contexte de la zone d'étude

Dans le cadre de la présente étude, nous nous intéressons au bassin versant amont de la Zinsel du Nord qui prend sa source dans le pays de Bitche en Moselle avant de rejoindre la Moder dans le département du Bas-Rhin¹. Le cours d'eau de la Zinsel du Nord et ses affluents font partie du site NATURA 2000 « Haute-Moder et affluents »² et s'écoule au sein du Parc naturel régional des Vosges du Nord.

Les Vosges septentrionales forment un plateau gréseux fortement disséqué par un réseau de vallées drainant pour l'essentiel vers l'est. Une grande partie du bassin versant de la Zinsel du Nord est situé dans le grès vosgien inférieur. Ce grès de couleur brun-rouge clair est caractérisé par une abondance de feldspaths, avec une présence fréquente de galets.

Le bassin versant de la Zinsel occupe une surface de 8 904 km², il est largement dominé (à 89 %) par la forêt majoritairement domaniale (82%) (tableau 1). Deux communes principales sont installées sur son cours : Mouterhouse (315 habitants) et Baerenthal (789 habitants) (figure 1). Les espaces très artificialisés ne représentent que 3,7% de la surface totale. Le tissu urbain est discontinu, faible et représente une petite part de l'occupation du sol. Historiquement, les zones de culture étaient majoritairement situées en bas de versant. Nous retrouvons les formations forestières sur les pentes les plus fortes, les habitations dans les fonds de vallée et les zones de cultures en bas de versant, sur les pentes les plus faibles, là où les sols sont les plus épais grâce aux colluvions.

Le bassin versant de la Zinsel du Nord se caractérise par un couvert forestier dense ce qui semble représenter un avantage, en nous permettant de limiter a priori les

Bassin versant	Zinsel du Nord
Aire (km ²)	89,0
Longueur de rivière (en kilomètre linéaire)	86,0
Nombre d'obstacles à l'écoulement (hors étangs)	67
Nombres d'ouvrages mobiles	19
Nombre étangs	87
Somme surface étangs (Ha)	38,6
Occupation du sol	
Habitat	2,8%
Cultures annuelles	1,2%
Cultures permanentes	5,3%
Forêts	84,9%
Formations pré-forestières	4,1%
Surfaces en eau	0,4%

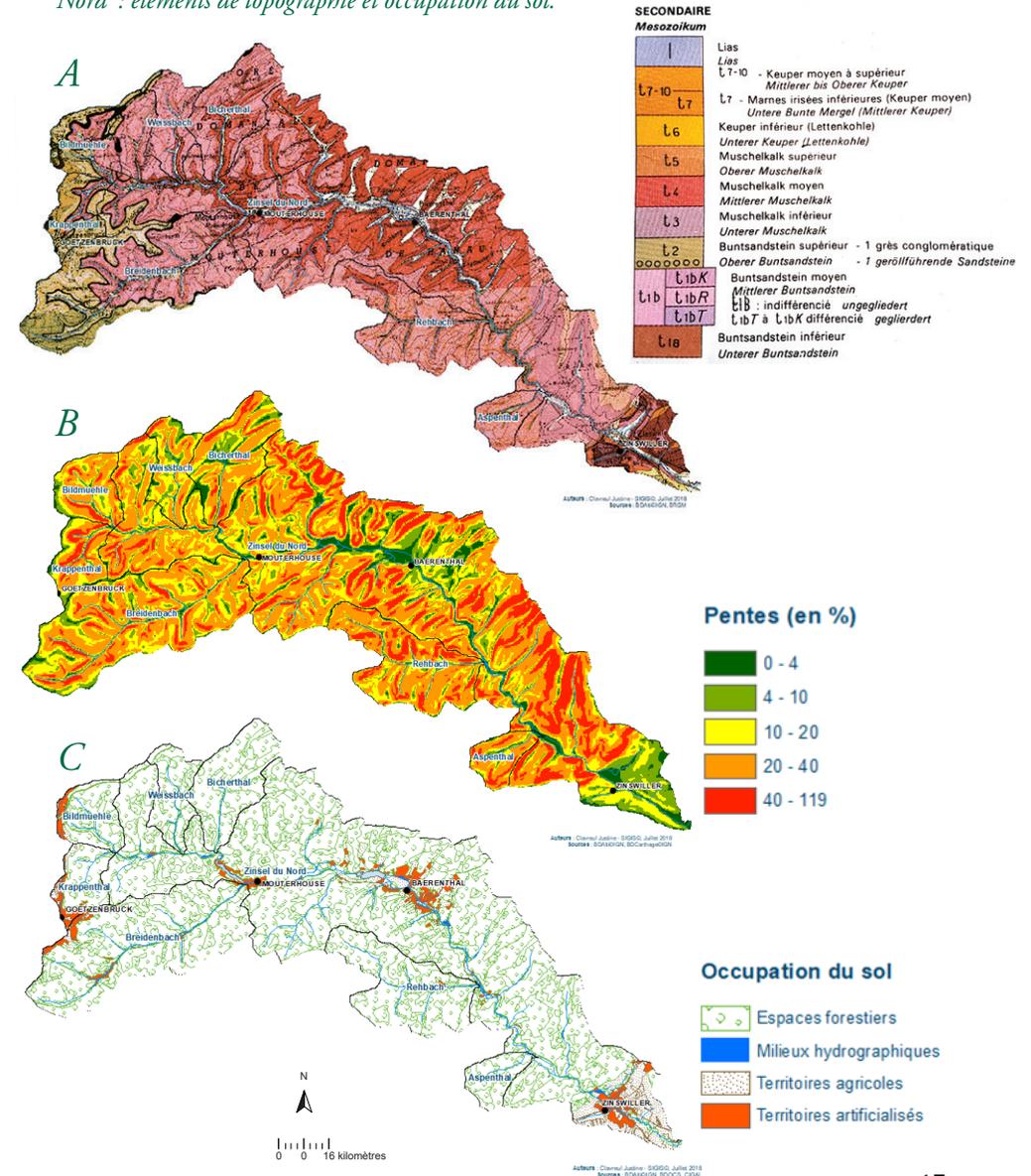
Tableau 1 : Principales caractéristiques de la partie du bassin versant de la Zinsel du Nord en étude (CLAVREUL, comm. pers.).

1. Code Sandre A32 0200
2. FR 4201795 et FR 4100208

pressions confondantes. Nous retrouvons principalement des peuplements mélangés feuillus-résineux sur 2 495 ha, des feuillus sur 2 278 ha, des pins sylvestres *Pinus sylvestris* sur 1 944 ha, et des chênes *Quercus petraea* et *Quercus robur* 1 579 ha. La ripisylve sur une largeur de 5m est occupée à 77 % par une formation forestière ou pré-forestière dont une majorité de feuillus (25%) et de la forêt mixte (30 %).

Les plans d'eau de la Zinsel du Nord ont été édifiés au cours du temps en barrage sur cours d'eau pour satisfaire différents usages, notamment industriels (utilisation de

Figure 1 A, B et C : Bassin versant de la Zinsel du Nord : éléments de topographie et occupation du sol.



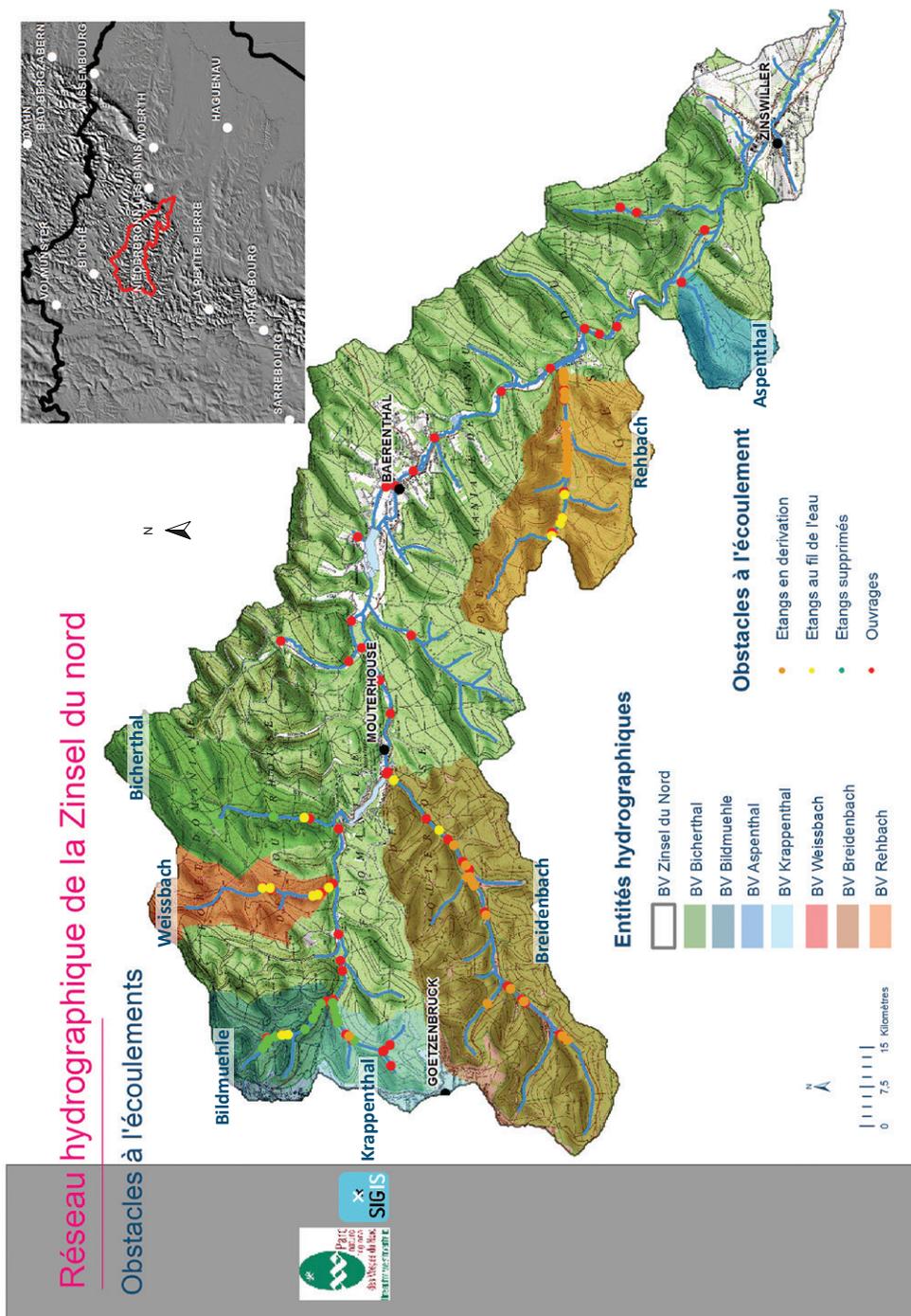


Figure 2 : Cartes des sous-bassins versants étudiés. Légende : Les sous bassins de références sont l'Aspenthal et le Bitcherthal. Les sous bassins restaurés sont le Krappenthal et la Bildmuehle. Les sous bassins impactés (avec étangs) sont la Weissbach, le Breidenbach et le Rehbach.

la force motrice de l'eau mais également de loisirs (pêche, activités diverses...) et pour le flottage du bois vers les aires urbaines (JEHIN, 2007 ; MATHIS & MATHIS, 2016). Dès le XVIII^e siècle, le ruisseau de la Zinsel du Nord est utilisé pour alimenter les usines et les forges qui amènent travail et vie active dans la vallée. En 1745, la première industrie, une forge d'armes blanches est créée. A partir de 1807, avec l'implantation d'une aciérie, de fours à puddler et de trains de laminage, les forges se multiplient le long de la Zinsel. L'activité se ralentit au début du XX^e, pour s'arrêter définitivement en 1932. Nombre de ces plans d'eau sont désormais abandonnés ou sans activité économique, ce qui facilite les opérations de restauration des cours d'eau par effacement ou déconnexion des étangs entrepris depuis plusieurs années par le Parc naturel régional des Vosges du Nord et ses partenaires. Deux bassins versants ont fait l'objet de travaux de restauration de la continuité écologique : entre 2008 et 2018, 16 étangs ont été dérasés et un étang a été mis en dérivation sur les petits bassins versant du Krappenthal et de la Bildmuehle (figure 2 et tableau 2). Les bassins versants de la Weissbach, du Breidenbach et du Rehbach regroupent au moment de l'étude respectivement 5, 14 et 22 étangs. Les cours d'eau du Bitcherthal et de l'Aspenthal ont été analysés comme références, justifiée par le fait qu'aucun étang n'est présent sur le linéaire depuis plusieurs dizaines d'années. Nous disposons ici d'un gradient de configurations intéressants afin d'étudier les cours d'eau avec étangs, sans étang et ceux dont les étangs ont été supprimés. Nous pouvons classer en trois grandes typologies les sous bassins versants étudiés (tableau 2 et figure 2) : (1) Les cours d'eau considérés pour l'étude comme des références : Aspenthal et Bitcherthal ; (2) trois rivières avec un gradient du nombre d'étangs ; (3) deux rivières ayant fait l'objet de travaux de restauration de la continuité écologiques.

	Bitscherthal	Aspenthal	Bildmuehle	Krappenthal	Rehbach	Weissbach	Breidenbach
État	Références		Restauré		Impacté		
Échelle du cours d'eau							
Longueur (m)	2 230	1 274	2 808	2 821	7 723	3 168	13 338
Pente moyenne (%)	0,91	2,87	3,55	3,58	2,02	1,88	2,03
Présent sur la carte de Cassini (1700 – 1800)	1	-	-	-	-	-	1
Présent sur la carte d'État-major (1820 – 1866)	3	-	3	-	-	1	-
Étang en 2000	1	-	10	10	22	5	14
Étang en 2017	1	-	2	1	22	5	14
En dérivation	-	-	-	1	18	-	12
Au fil de l'eau	1	-	2	-	4	5	2
Étang supprimés	2	-	8	9			
Échelle du bassin versant							
Air (Ha)	514	185	302	260	702	284	1 367
Occupation du sol							
Forêt (Ha)	476 (92%)	183 (99%)	258 (85%)	188 (72%)	654 (93%)	244 (86%)	1229 (90%)
Routes et pistes forestières (m)	30 030	9 404	13 987	16 242	28 576	13 144	86 245

Tableau 2 : Principales caractéristiques des sous-bassins versants étudiés affluents de la Zinsel du Nord. (CLAVREUL, comm. pers.).

2. Méthodologie de mesures

Les données thermiques des cours d'eau, plans d'eau et conditions atmosphériques ont été mesurées sur une période allant de mai 2017 à octobre 2019. Une station météorologique a été installée à proximité de l'étang de Baerenthal, permettant une mise en relation des données atmosphériques et aquatiques.

Les mesures thermiques

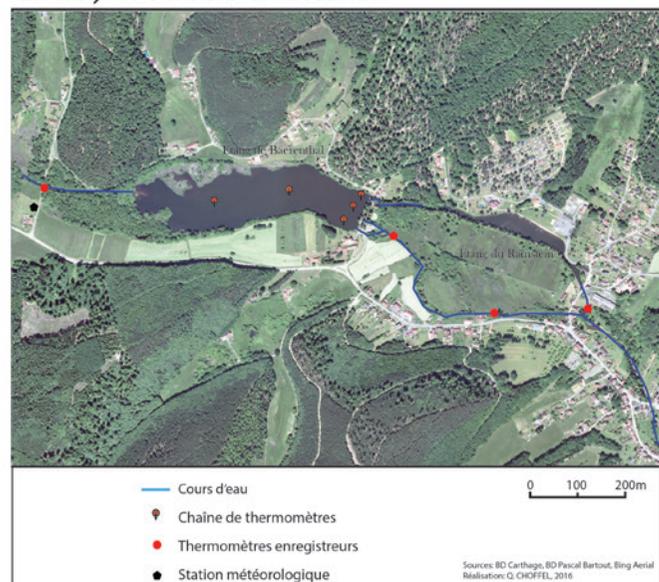
a. Cours d'eau

Les thermomètres enregistrent la température de l'eau à la fréquence horaire, une précision de $\pm 0.2^\circ\text{C}$ de 0° à 50°C et une résolution de 0.02°C à 25°C permettant d'obtenir un résultat suffisamment précis afin d'observer la plupart des phénomènes, tout en assurant un suivi sur du long terme (WEBB & WALLING, 1988 ; TOUCHART, 2002 ; 2016). Dans les petits cours d'eau incisant le plateau gréseux des Vosges du Nord, 19 thermomètres enregistreurs ont été installés pour un total de 385 000 données thermiques horaires.

b. Les étangs

La connaissance du fonctionnement interne du plan d'eau de barrage est fondamentale pour comprendre l'impact possible sur le cours d'eau aval (FOLKARD *et al.*, 2007 ; TOUCHART, 2007 ; 2016 ; CHOFFEL *et al.*, 2018 ; CHOFFEL, 2019). Plusieurs bouées composées de chaînes de thermomètres enregistreurs ont été installées dans l'étang de Baerenthal (11 ha et 165 000 m³) en différentes positions : en amont, au centre et au niveau de la chaussée (figure 3). Les thermomètres sont disposés tous les 20 cm (photo 1) dans la verticalité, offrant une précision à la fois temporelle et spatiale

Les étangs de Baerenthal et du Ramstein



Vallée de la Sauer du Nord

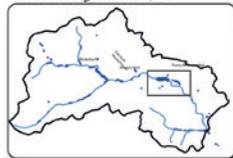


Figure 3 : Localisation des mesures au sein du complexe d'étangs sur la commune de Baerenthal.



Photo 1 : Installation des chaînes munies de thermomètres enregistreurs.

fortes pour la connaissance de ces milieux et leur capacité à se stratifier (TOUCHART, 2002 ; 2007 ; 2016 ; CHOFFEL, 2019). Des sondes de mesure en continu de l'oxygène dissous ont été installées à la surface, à 1m et au fond (2m) au niveau de la chaussée.

Cette méthodologie permet l'analyse complète des échanges thermiques et de la dilution d'oxygène dans la colonne d'eau depuis le milieu lotique vers le milieu lentique et inversement.

3. Résultats

3.1 L'évolution thermique des sous-bassins versants d'étude

a. Cas des cours d'eau sans étang

En mesurant de mai à juin 2019 la température de l'Aspenthal, on peut observer une variation de la température du cours d'eau de l'amont vers l'aval, en dépit de l'absence d'obstacles à l'écoulement et de l'occupation en totalité forestière du bassin versant. Les écarts de température entre l'amont et l'aval, distancés d'environ 2 km, sont réduits mais existants, avec un maximum de $1,3^\circ\text{C}$ le 1er juin 2019. Ils sont fréquents les jours ensoleillés et ont lieu entre 12h et 15h, soit au maximum de radiation solaire (figure 4). Ces faibles écarts montrent l'effet du réchauffement naturel du cours d'eau s'éloignant de sa source, sans perturbation détectées sur ces 2 km de linéaire et ce, dans un bassin versant forestier et en dehors de la période estivale. Ces résultats confirment ceux de la vallée voisine de la Sauer, où les zones ensoleillées d'un petit cours d'eau peuvent entraîner un réchauffement local parfois conséquent ($+ 1,7^\circ\text{C}$) de la température de l'eau (BOUSSION, comm. pers.).

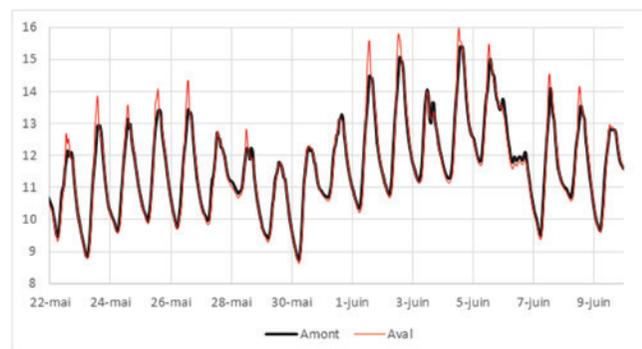


Figure 4 : Évolution thermique amont et aval du cours d'eau de l'Aspenthal. Du 22 mai au 10 juin 2019.

b. Cas des cours d'eau avec étangs

Sur une année de mesure dans les petits affluents de la Zinsel du Nord, les étangs réchauffent en moyenne annuelle de 1,5 °C. C'est-à-dire que, à l'aval des cours d'eau avec étangs de ce bassin versant, les températures moyennes annuelles sont supérieures de 1,5°C à la partie amont (Tableau 3). C'est lors de la période estivale que les plans d'eau réchauffent le plus, subissant les effets de la radiation et perdant leur capacité à se refroidir par brassage. Durant cette période, les écarts entre la partie amont et celle à l'aval a atteint une valeur maximale de 6°C. Le réchauffement moyen est le plus important, entre + 2°C et +4°C (tableau 3). Le reste du temps, au début du printemps et à l'automne, l'impact thermique de la chaîne d'étang est quasi nul, c'est-à-dire que le plan d'eau est transparent d'un point de vue thermique. Tandis que l'hiver, l'étang peut légèrement refroidir le cours d'eau pendant plusieurs mois, de décembre à février, lorsque celui-ci est en sortie d'eau de surface, bénéficiant de la capacité des plans d'eau à développer une stratification thermique inverse. Des tendances similaires se dessinent sur les trois bassins versants avec des moyennes proches, faisant fi du nombre d'étangs ralentissant le flot vers l'aval (tableau 3).

Période estivale (juin à septembre)		Température moyenne (°C)	Température Maximale (°C)	Température minimale (°C)
Amont	Weissbach	14,2	19,5	9,4
	Krappenthal	14,5	18,1	8,4
	Rehbach	14,8	21,3	7,2
	Bitcherthal	13,0	18,1	8,7
Aval	Weissbach	17,6	21,5	13,4
	Krappenthal	16,1	20,2	10,5
	Rehbach	17,1	23,9	8,9
	Bitcherthal	11,3	17,7	9,2
Atmosphère	Température de l'air	19,1	29,0	7,0

Tableau 3 : Données thermiques des sous bassins versants en période estivale, de juin à septembre 2017. En vert les cours d'eau restaurés, en bleu la référence, en marron les cours d'eau avec étangs.

Les étangs en chaîne

Sur une chaîne d'étangs, le premier étang est celui qui réchauffe le plus (TOUCHART, 2007), la chaîne d'étangs entraînant une augmentation d'environ 0,2°C à 0,5°C par étang en barrage du cours d'eau. Lorsque la distance entre les étangs est trop réduite pour permettre une récupération thermique du cours d'eau, l'augmentation de température entre deux étangs est quasi nulle. En d'autres termes, la localisation géographique des étangs a son importance dans l'impact d'une chaîne d'étang et va entraîner une perturbation plus ou moins importante sur le cours d'eau concerné. D'après nos résultats la différence entre la chaîne d'étang et l'étang isolé, d'un point de vue thermique, est principalement liée à la distance sur laquelle le cours d'eau va être impacté. En prenant

des mesures à l'aval de deux chapelets d'étangs distincts - le Weissbach (5 étangs) et le Rehbach (17 étangs) - nous avons observé un réchauffement global assez proche et de l'ordre de +0,5°C. Cependant le linéaire impacté sur la Weissbach se limite à quelques centaines de mètres, tandis qu'il occupe plusieurs kilomètres dans le cas du Rehbach du fait de la multitude d'étangs. A noter que la dérivation d'une grande partie des étangs du Rehbach (13 étangs) ainsi que la sortie de fond du dernier étang réduisent l'impact thermique (tableau 4).

Cours d'eau	Nombre d'étangs	Profondeur moyenne des étangs (m)	Volumes cumulés estimés (m³)	Type de sortie d'eau dominant	Écart thermique amont-aval moyen estival (°C)
Rehbach	14	0,6	21 000	Moine et Vannes de fond	+2,7
Breidenbach	9	1,1	66 000	Moine et déversoirs	+3,3
Weissbach	4	1,6	8 000	Moine et déversoirs	+3,4

Tableau 4 : Caractéristiques morphologiques et thermiques des cours d'eau avec étangs.

Étude de cas du Breidenbach

Les mesures sur la période de juin 2017 à mai 2019 montrent une similitude entre les écarts amont-aval sur les cours d'eau du Rehbach, du Breidenbach et de la Weissbach malgré le nombre différent d'étangs barrant le cours d'eau. Afin de mieux analyser l'effet thermique d'une chaîne d'étang, deux capteurs thermiques additionnels ont été installés sur le cours d'eau du Breidenbach, de mars à juin 2019 (figure 5).

La présence d'étangs joue un rôle sur la dynamique thermique du cours d'eau, soit son rythme journalier et son amplitude thermique (figure 5). Dans le secteur proche de la source, les amplitudes sont les plus élevées, lié à l'influence de la température de l'air. Le pic de température maximum atteint 15,4°C, tandis que sa moyenne sur la période d'étude (mars à juin 2019) est de 10,6°C. Un peu plus en aval, les premiers étangs sont de petits plans d'eau peu profonds, dépassant rarement les 1m de profondeur maximale, muni d'une sortie d'eau par moine. A l'aval de ces étangs, la température moyenne sur la même période d'étude est de 11,1°C (+0,5°C par rapport à l'amont), tandis que le maximum s'élève à 16,1°C, soit légèrement supérieur (+0,7°C) à celle de l'amont. Les écarts sont plus perceptibles lorsque l'on s'intéresse aux amplitudes thermiques. En effet, l'étang écrase les amplitudes thermiques journalières du fait de sa prise d'eau de fond ou mi-fond. L'influence de l'étang écrasant l'amplitude diurne est d'autant plus remarquable que, sans étang, l'amplitude diurne naturelle de la rivière augmente d'amont en aval, au moins jusqu'au rang 4 (VANNOTE *et al.*, 1980).

Lorsque l'on continue de descendre le petit cours d'eau du Breidenbach, on traverse un chapelet de trois étangs avec des morphologies un peu plus imposantes que les étangs en amont, et des profondeurs maximales atteignant les 2 m à 2,5 m. À la sortie de ces étangs

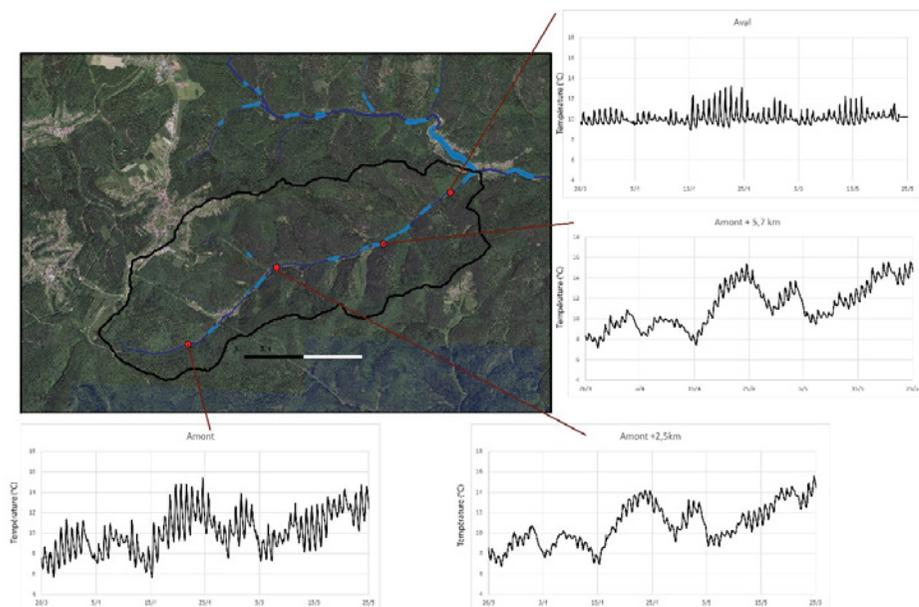


Figure 5 : Etude thermique d'une chaîne d'étangs sur le cours d'eau du Breidenbach. Données de mars à juin 2019.

à vanne de fond (et déversoir de crue, fonctionnel uniquement en période de crue)¹, la dynamique thermique du cours d'eau est similaire à celle plus en amont, soit au point « Amont +2,5km » (Figure 5). En ce lieu, la température moyenne est de 11,5°C (+ 0,4°C comparé à au point « amont +2,5km », et +0,9°C comparé à l'amont du cours d'eau), et la valeur maximale atteint 17,2°C (respectivement +1,1°C et +1,7°C). La température y est légèrement plus élevée globalement qu'à l'amont, mais ces valeurs restent réduites aux alentours de 1°C sur la période d'étude.

Le dernier point, le plus en aval, a la particularité d'être situé proche d'une source ou résurgence, modifiant considérablement sa dynamique thermique. Sa position aléatoire à l'aval de l'étang montre l'importance et l'effet dominant d'une source à débit conséquent sur la température du cours d'eau, malgré la présence d'étang, et renforce l'idée d'une hétérogénéité thermique des cours d'eau à la fois naturelle et artificielle, même dans les têtes de bassin (FOUR, 2017 ; DUGDAL *et al.*, 2018). L'évolution au point de mesure est perturbée par la source sortant à une température d'environ 10°C, dont seules quelques journées chaudes et ensoleillées permettent le réchauffement ponctuel (figure 5).

Après avoir parcouru près de 6 km, le cours d'eau s'est naturellement réchauffé mais ce réchauffement est accentué par la traversée de 7 étangs. L'impact de ces derniers est réduit du fait de leur petite taille et de leur faible volume. Cependant, la récupération thermique du cours d'eau s'avère difficile sur ce linéaire car l'ensemble du parcours du ruisseau, du premier au dernier étang, est sous une influence lenticule (ralentissement important des écoulements).

1. Durant la période d'étude, aucune crue n'a dépassé la cote de l'étang entraînant la mise en fonction du déversoir sur une période soutenue.

Un impact selon le type d'aménagement de sortie d'eau

Pour les plans d'eau artificiels, il existe la possibilité de choisir l'aménagement de sortie d'eau, qu'il soit par vanne de fond, par moine permettant de mélanger les eaux de fonds et de mi-fond, ou par déversoir de surface, voire dériver son étang. Cet aménagement n'est pas sans conséquence puisque, lors des phases de stratification thermique au sein de l'étang, la température de surface diffère de celle de fond.

Les étangs à surverse :

Les étangs équipés d'un déversoir de surface atteignent les valeurs maximales de réchauffement. Le déversement de la fine couche supérieure surchauffée par la radiation solaire et la température de l'air entraîne des écarts de température importants entre le cours d'eau entrant et sortant. Cet écart peut atteindre 9°C sur les petits cours d'eau de tête de bassin des Vosges du Nord. Les moyennes de réchauffement pour les déversoirs atteignent 4 à 5°C durant la période estivale. Ils sont également la cause de refroidissements hivernaux, lorsque l'étang est gelé ou en stratification inverse, soit lorsque l'eau de surface est plus fraîche que celle située au fond. Cependant ils suivent une dynamique journalière de température similaire à celle des cours d'eau, avec une augmentation des températures maximales.

Les étangs à moine :

Ce principe largement décrit dans de nombreux ouvrages (TRINTIGNAC *et al.*, 2005 ; SCHLUMBERGER & GIRARD, 2013) permet la sortie d'eau de fond et de mi-fond mélangée, ou bien d'une eau de fond remontée à la surface par système de planche pour sa réoxygénation. D'ordinaire mobile pour choisir les couches de sorties d'eau préférentielles, il est généralement figé à un état permanent, notamment pour les petits étangs. Sur ces étangs à moine, l'effet thermique à l'aval en période estivale est réduit du fait du mélange ou d'une eau de fond plus fraîche. Les moyennes estivales se situent entre 2 et 3°C de réchauffement entre l'amont et l'aval. Leur bénéfice thermique est cependant souvent contrebalancé par la faible oxygénation des eaux de fond ainsi que par la modification importante du cycle thermique (TOUCHART & BARTOUT, 2010). Ces critiques, fondées au départ sur des étangs plutôt profonds (dépassant les 2 à 3m de profondeur maximale), sont moins justifiées sur des étangs peu profonds (inférieurs à 1,5m) à l'image de ceux présents sur les affluents de la Zinsel du Nord. Sur ces petits étangs, la présence du moine permet de réduire l'effet thermique tout en préservant un rythme nyctéméral de température de l'eau, proche de celui à l'amont. L'étang aval du Weissbach bénéficie des deux sorties d'eau actives, une par déversoir et une par eau de fond à l'aide d'un moine. Le moine permet de réduire les températures maximales (maximal de 19,8°C contre 22,35 à l'aval de la sortie par déversoir). Les amplitudes thermiques sont également réduites de 2°C environ, contre 4,3°C en moyenne à l'aval du déversoir (figure 6). Sur ces petits plans d'eau peu profonds, là où la thermocline n'est pas suffisamment forte pour créer un isolement important des couches de fond perturbant le cycle thermique et pouvant créer un risque d'anoxie, la solution du moine semble intéressante.

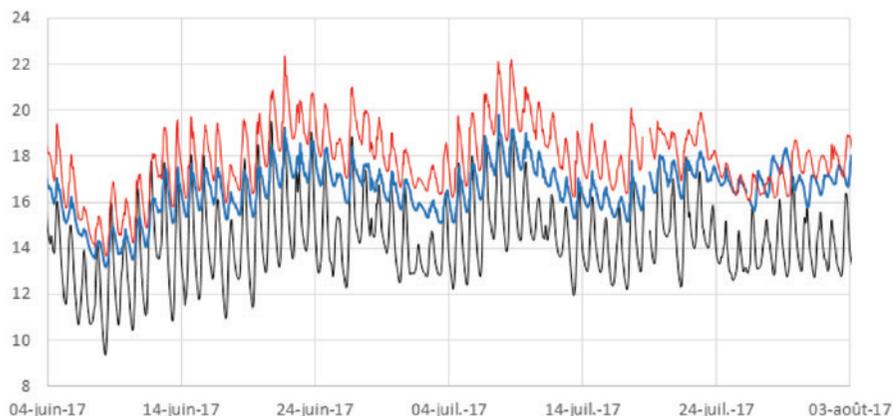


Figure 6 : Évolution de température comparée d'une sortie d'eau de surface et fond (par moine) sur un même étang. Sortie d'eau de l'étang de surface (rouge) et de mi fond (bleu) et cours d'eau à l'amont (noir). Étang du Weissbach, du 4 juin au 3 août 2017.

3.2 Les échanges thermiques du drain principal de la rivière Zinsel du Nord

Sur le cours d'eau principal, les caractéristiques thermiques et de débits vont différer des petits cours d'eau, plus réactifs mais dont la faible inertie ne permet pas un emmagasinement de chaleur. La Zinsel du nord est ici plus fortement soumise à la radiation solaire et a une capacité calorifique plus importante. La température moyenne estivale du drain principal de la Zinsel du Nord passe de 15,7°C en amont de l'étang de Mouterhouse à 20,3°C à l'aval de ce même étang et de la confluence avec le Breidenbach.

Analyse spatiale de la variation de température au sein du cours d'eau de la Zinsel du Nord

Les grands étangs volumineux de la vallée de la Zinsel du Nord entraînent une modification thermique du cours d'eau dès sa sortie depuis le premier grand étang (étang de la commune de Mouterhouse) et la confluence avec le Breidenbach. En amont, sur la période estivale, soit celle de plus fort réchauffement, la température moyenne des deux mois de juillet et août est de 15,7°C avant l'entrée dans le premier grand étang. A cette localisation (figure 7), la Zinsel a traversé des étangs peu profonds, et est proche de celle des cours d'eau affluents d'un point de vue thermique (tableau 3). En aval du premier grand étang et de la confluence avec un cours d'eau de rang 2, le Breidenbach, la Zinsel a un profil morphologique mais également thermique différent de l'amont. La température moyenne estivale est de 20,3°C à la sortie de l'étang avant de refroidir légèrement par récupération thermique naturelle du cours d'eau et atteindre 19,3°C à l'amont de l'étang de Baerenthal (figure 7). Le cours d'eau entre dans l'étang a une moyenne de 19,3°C durant l'été, et en ressort à une moyenne de 22,8°C à l'aval immédiat de l'étang, en rive droite. L'influence thermique de l'étang de Baerenthal sur la moyenne estivale est donc de +3,5°C en moyenne. Or, la majorité du débit sortant (environ 80%) de l'étang de Baerenthal se

jette par surverse dans un autre étang, celui du Ramstein, quelques dizaines de mètres en aval. A la sortie de cet étang à déversoir, particulièrement réchauffé par l'absence de végétation et dont les politiques publiques souhaitent une eau chaude pour la baignade¹, la température moyenne est de 23,8°C, soit +1°C par rapport à l'étang de Baerenthal, et +4,5°C par rapport à l'amont. A 500m en aval, après la confluence entre le lit de la Zinsel du Nord sortant de l'étang de Baerenthal et celui de l'étang du Ramstein, la température est à 22,5°C, soit une réduction de -1,3°C comparé à la sortie de l'étang du Ramstein. A 1 km de l'étang de Baerenthal, la hausse de la température moyenne estivale est de +3,2°C. Plus en aval, la récupération thermique du cours d'eau permet une réduction de la température moyenne estivale à 20,3°C après 7 km de linéaire, et ce malgré la traversée d'une zone urbaine et autres pressions anthropiques, ainsi que de zones non végétalisées, réduisant la capacité de récupération thermique du cours d'eau (CHOFFEL, 2019).

L'analyse thermique du cours d'eau de la Zinsel du Nord montre l'influence des deux sources de réchauffement successives, l'étang de Mouterhouse puis le complexe d'étangs de Baerenthal. La connaissance précise du fonctionnement des étangs permettrait d'apporter des éléments de réponse à leur impact thermique.

Focus sur les échanges au sein du complexe de retenues d'eau Baerenthal-Ramstein

Le complexe d'étangs sur la commune de Baerenthal a la particularité d'avoir deux plans d'eau en chaîne, importants par leur superficie et volume, avec des systèmes de sortie d'eau variés. Nous sommes dans le cas d'un complexe multifonctionnel avec plusieurs usages. Le plus en amont et le plus grand est l'étang de la réserve naturelle

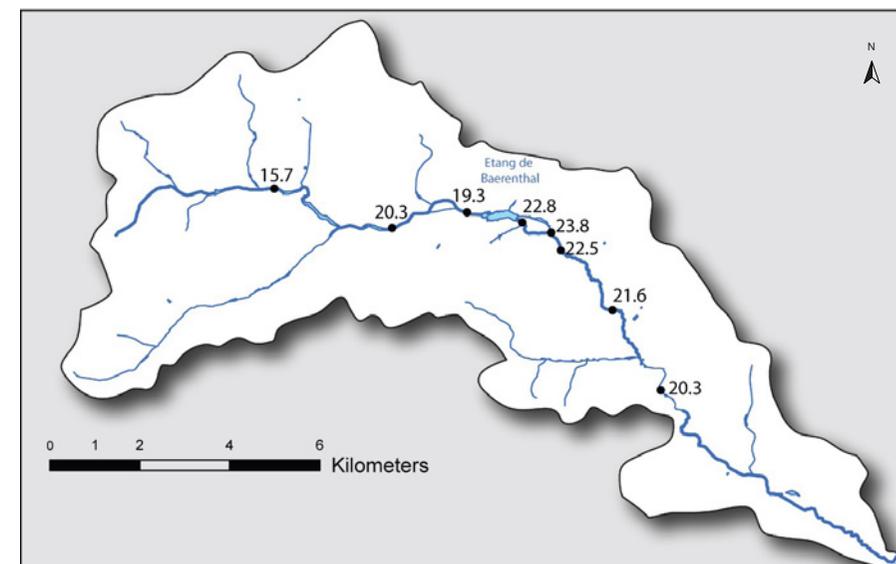


Figure 7 : Température moyenne estivale (°C) de juillet et août 2017 sur le cours d'eau principal de la Zinsel du Nord (CHOFFEL, 2019).

1. Présence d'un camping ainsi que d'une plage pour les loisirs récréatifs et baignade.

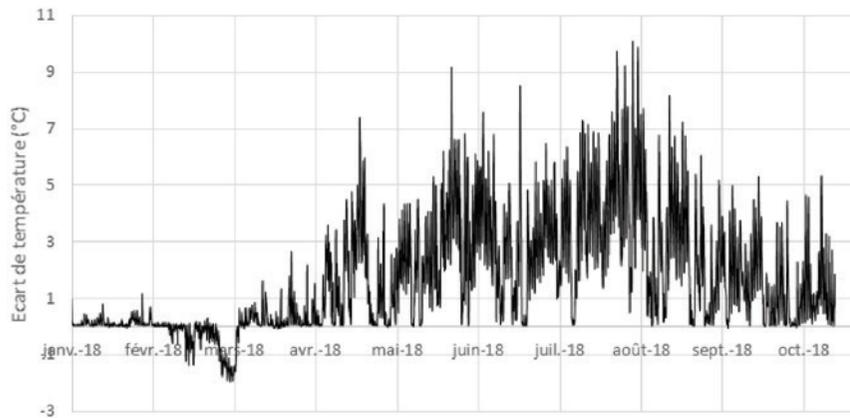


Figure 8 : écart de température entre la surface et le fond (1,5m) sur l'étang de Baerenthal, de janvier à octobre 2018

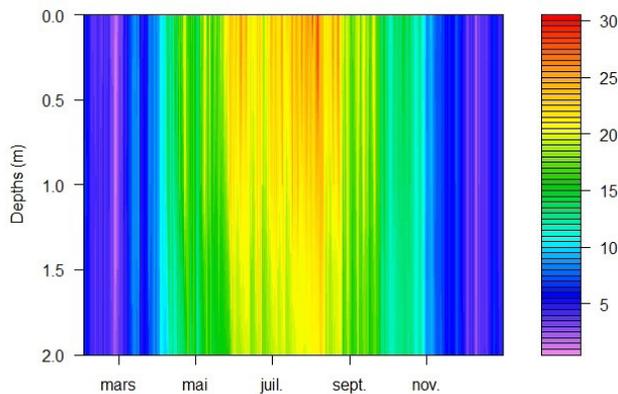


Figure 9 : Analyse de la température de l'eau de l'étang en fonction de la profondeur et du temps, sur l'année 2018.

nationale des Rochers et Tourbières du Pays de Bitche de Baerenthal (à gauche sur la figure 3), composé de trois sorties d'eau et d'une vanne de fond de vidange. Une activité de pêche a lieu sur ce premier étang. La sortie principale par déversoir de surface s'écoule vers le second étang, l'étang de loisir du Ramstein, tandis que la sortie secondaire suit un chenal de contournement du second étang. L'étang du Ramstein, équipé d'une sortie de surface, réclame une eau chaude pour le plaisir de ses baigneurs, nombreux durant l'été, provenant du camping sur site, des villages alentours et d'Allemagne.

En son point le plus profond, atteignant 2,2 m au niveau de la chaussée, l'étang de Baerenthal est stratifié (soit un écart entre la surface et le fond de plus d'1°C) durant la période estivale sur des phases de 7 à 12 jours en moyenne, entrecoupées par des brassages. Ces phases d'alternance de stratification et de brassage ont lieu à partir du mois d'avril, jusqu'au mois de septembre, pour une moyenne de 26 jours de stratifications par an. Lors de cette période, l'écart entre la surface et le fond est en moyenne de 1,9°C et a atteint un maximum de 9,97°C. Ce qui correspond à un gradient de 4,9°C/m. Cela met en évidence l'existence d'une couche superficielle de mélange dans la colonne d'eau de l'étang de Baerenthal (figure 9). Quoique peu épaisse et de durabilité inférieure à celle d'un lac, celle-ci ne peut être assimilée à l'épilimnion des lacs (IMBERGER, 1985).

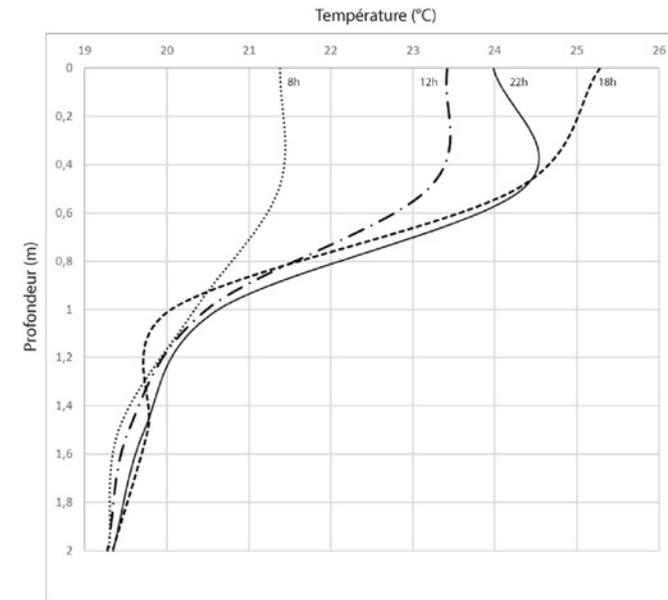


Figure 10 : Evolution de la thermocline sur la journée du 3 août 2018 dans l'étang de Baerenthal.

Durant l'été et le maximum de stratification, le refroidissement nocturne a un effet sur l'étang insuffisant pour briser la thermocline en place. A l'image de la journée du 3 août 2018 (figure 10), la thermocline mère est établie entre 60 cm et 1 m de profondeur. Elle s'affaiblit au cours de la journée, les petites thermoclines secondaires à 20 cm de la surface prenant place dans l'après-midi, s'affaiblissent par refroidissement nocturne. A 8h du matin, au plus frais de l'étang, la couche de surface est homogène sur les cinquante premiers centimètres, mais ne parvient pas à atteindre une température similaire à celle en dessous de la thermocline, synonyme de brassage complet de la masse d'eau. Le refroidissement convectif n'est pas suffisant pour assurer un brassage de la masse d'eau, ce dernier pouvant avoir lieu par forçage mécanique lié à l'action du vent (figure 10).

Les variations de stratifications thermiques durables sur quelques jours sont le propre des plans d'eau polymictiques discontinus (LEWIS, 1983). Les stratifications thermiques régissent les échanges au sein de la colonne d'eau entre la surface et le fond. Lorsqu'une thermocline est en place, les échanges gazeux et biologiques entre la surface et le fond sont réduits. C'est le cas de l'oxygène, essentiel à l'ensemble de la vie aquatique. En milieu lacustre eutrophe, les eaux surchauffées de surface sont riches en oxygène tandis qu'au fond la décomposition de la matière organique consomme le peu d'oxygène dont les apports atmosphériques sont limités par la thermocline. Sur les étangs, malgré leur faible profondeur, la présence d'une thermocline peut entraîner également un risque d'anoxie des eaux de fonds. Sur l'étang de Baerenthal, cette anoxie a été mesurée à plusieurs reprises, lors des stratifications thermiques les plus fortes. A titre d'exemple, pour la journée la plus chaude du 18 août 2018, les écarts entre la surface et le fond de plusieurs degrés ont entraîné une oxycline à 70 cm de profondeur (figure 11). En dessous de cette oxycline, les teneurs en oxygène dissous se réduisent rapidement pour atteindre des valeurs proches de 1 mg/l à 1 m de profondeur, et proche de l'anoxie totale à partir de

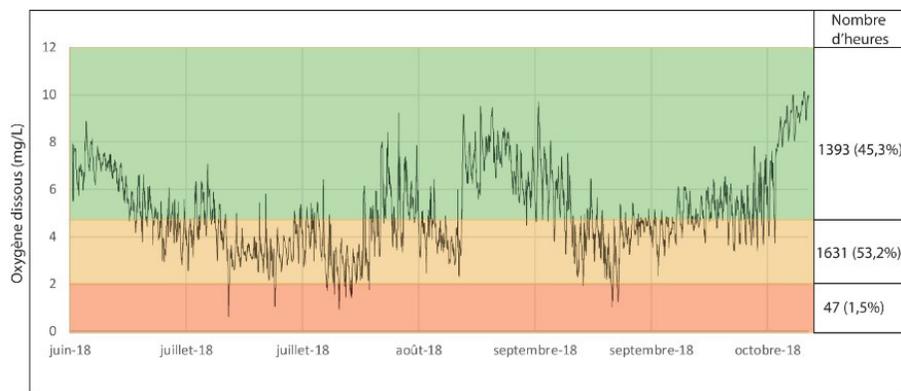
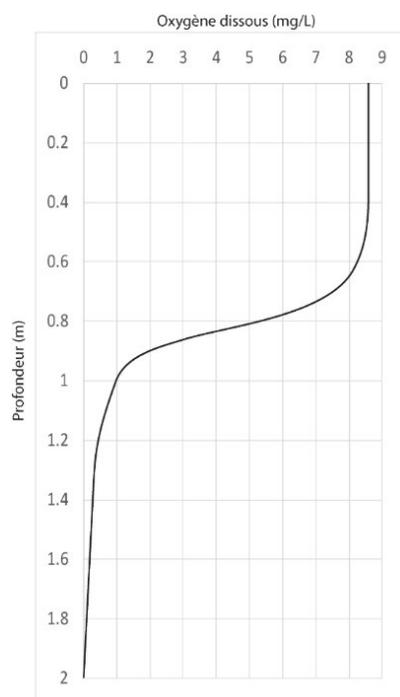


Figure 11 : Teneur moyenne en oxygène dissous dans la colonne d'eau de l'étang de Baerenthal de juin à octobre 2018 (ci-dessus). Coupe verticale le 18 août 2018 (ci-contre).



Des phases d'anoxies de fond ont été relevées sur 22% du temps entre juin et octobre 2019. Cependant, la réoxygénation de l'eau est immédiate dès le brassage de la masse d'eau par le forçage mécanique lié à l'action du vent. Cette anoxie des couches de fond représente une part minime de la masse d'eau totale de l'étang. Sur l'étang de Baerenthal, la zone à risque d'anoxie, en dessous de 1,5m de profondeur, ne représente 12% de la masse d'eau en surface. Cependant la zone à risque d'anoxie se situe au plus proche des ouvrages exutoires.

3.3 Quelles conditions thermiques de nos milieux aquatiques pour les « espèces patrimoniales » des Vosges du Nord ?

En prenant en compte l'hypothèse que la structuration biologique du cours d'eau (poissons, invertébrés) est définie en partie en fonction de la température (VERNEAUX, 1973), une modélisation rapide a été testée sur la distribution possible d'espèces patrimoniales dans les têtes de bassin des Vosges du Nord. Parmi ces espèces aquatiques piscicoles, on retrouve : le Chabot Cottus gobio, la Lamproie de Planer Lampetra planeri et la Truite fario Salmo trutta, l'espèce la plus exigeante thermiquement est la truite fario. Cette dernière a une plage de confort thermique estimée entre 4°C et 19°C

et son seuil légal se situe à 25°C. Au-dessus de 19°C, la truite fario peut ralentir ou inhiber son alimentation si ce seuil est dépassé pendant plusieurs heures (HOAR, 1942 ; BALDWIN, 1957). Au-delà du seuil légal, la mortalité de l'espèce peut être observée au bout de quelques heures. Les températures basses jouent également un rôle inhibiteur pour les truites (Salmo trutta), lorsqu'elles descendent en dessous de 6°C (EUZENAT & FOURNEL, 1976 ; BAGLINIERE & MAISSE, 1991). Les zones hétérogènes d'un point de vue thermique vont jouer un rôle important, les truites vont se déplacer dans des refuges thermiques afin de se rapprocher de leur zone de confort (GOFFAUX, comm. pers.). Celles-ci se déplacent dans les zones oxygénées du cours d'eau (radiers, rapides, cascades) ainsi que les affluents frais et oxygénés en priorité (ROUSSEL & BARDONNET, 2002).

Une première modélisation des zones thermiques favorables à la truite fario, espèce parapluie, a été établie sur le bassin versant de la Zinsel du Nord. Les mesures s'appuient sur les thermomètres enregistreurs installés au sein du cours d'eau de la Zinsel du Nord et de ses affluents de juin 2017 à septembre 2019. Une première estimation peut être faite des zones refuges favorables thermiquement à la truite fario (figure 12). La capacité d'acclimatation progressive du poisson dans son milieu n'est pas prise en compte, seules les valeurs de seuils critique et légal sont prises en compte ici. De plus la fragmentation du milieu, engendré par les plans d'eau, n'est ici pas étudiée. L'étude fait fi du rythme journalier d'utilisation des habitats, du comportement, des conditions mésologiques, de l'âge de l'individu et de la compétition intraspécifique.

Cette interprétation succincte du lien thermie-biologie montre que les têtes de bassin

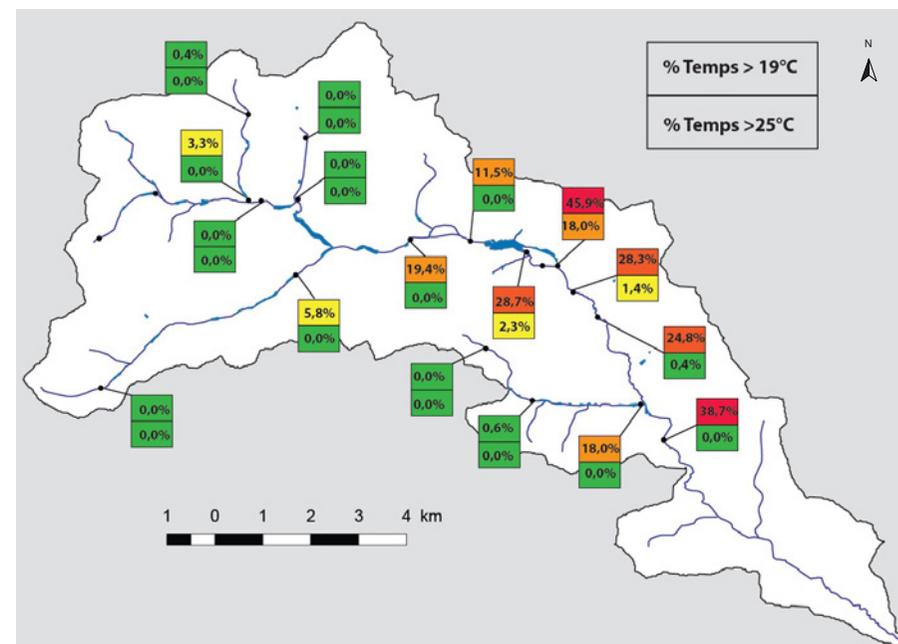


Figure 12 : Modélisation thermique des zones favorables à la truite fario au sein du bassin versant de la Zinsel du Nord de 2017 à 2019.

sont très favorables à l'espèce. Très peu de zones fluviales dépassent la température létale de l'espèce estimée à 25°C. Seule la partie à l'aval immédiat du complexe d'étangs de Baerenthal volumineux (en comparaison de ceux des affluents, pour un rapport d'environ 1 à 100) pour un maximum de 2,3 % du temps. Dans les affluents, les conditions thermiques demeurent globalement favorables à la truite fario même si l'on observe 3 % à 18 % du temps des températures égale ou supérieur à 19°C en aval des chaînes d'étangs. La différenciation est forte entre ces sous bassins versants et le drain principal de la Zinsel du Nord pour lequel la valeur de 19°C est souvent dépassée, atteignant parfois celle létale de 25°C. Ces éléments sont validés par les échantillonnages de poissons réalisés sur l'ensemble du bassin versant (GOCE-CHALTE, comm. pers.).

4. Discussions

4.1 Quelles zones d'influence thermiques à l'aval de l'étang ?

La température est le paramètre physico-chimique qui se disperse le plus en aval du plan d'eau. Il est donc en ce sens un bon indicateur de l'influence maximale possible de l'ensemble de la physico-chimie de la masse d'eau stagnante sur le cours d'eau récepteur. En prenant comme valeur la température moyenne à la sortie du second étang du complexe, celui du Ramstein, la récupération thermique du cours d'eau est d'environ 0,6°C/km en moyenne, avec un maxima à la sortie de l'étang. Elle est la plus forte dans les premiers 100 mètres à la sortie de l'étang, avec des valeurs de près de 2°C/km en moyenne (figure 13). Ce territoire aval est le maximum d'impact relevé sur les 2 ans de

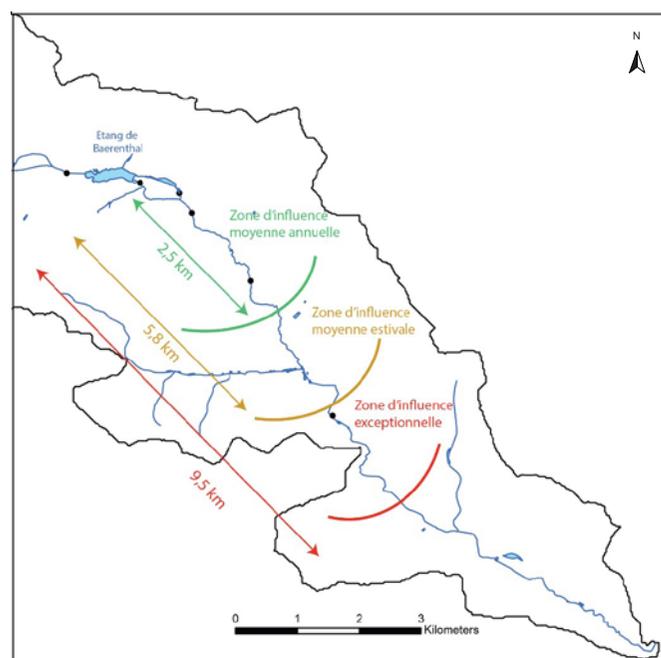


Figure 13 :
Représentation des
territoires thermiques
avals de l'étang
de Baerenthal.
CHOFFEL, 2019.

mesure. Il se rapproche des mesures observées en limousin par L. Touchart, avec 7 km de maximum pour un étang moins volumineux et 9 km mesurés sur un grand étang (TOUCHART, 2002 ; 2007). Ces valeurs se rapprochent également de celles mesurées ponctuellement à la suite de la coupe blanche d'une ripisylve (BARTHOLOW, 2000) ou encore du passage d'un ilot urbain (SOMERS *et al.*, 2013). L'étang n'est d'ailleurs pas le seul élément moteur de ce territoire aval, puisque la présence de zones urbanisées, de petits obstacles ou de zones ensoleillées sont autant d'éléments pouvant réduire la capacité de récupération thermique du cours d'eau et donc allonger la distance d'influence possible de l'étang.

4.2 Quelle gestion possible des plans d'eau pour limiter les risques thermiques

a. À l'échelle du plan d'eau

La gestion d'un plan d'eau est rendue possible dès lors que l'on a une maîtrise de l'ouvrage de sortie d'eau. Les étangs sont des plans d'eau artificiels bénéficiant d'organes de vidange et de restitutions diverses. A l'image de ce qui a été démontré dans les résultats, l'impact à l'aval de l'étang n'est pas le même lors du déversement d'une eau de surface ou de soutirage d'une eau de fond, voire d'un système mixte. La suppression de l'étang est bien souvent, à l'heure actuelle, la méthode la plus employée pour tenter de faire disparaître l'impact du plan d'eau. Or, le statut patrimonial, la qualité écologique ou encore l'importance sociétale et paysagère de certains étangs nous incite parfois à opter pour leur conservation tout en essayant de minimiser leur impact sur le milieu récepteur.

Sur les petits étangs peu profonds, inférieurs à 2 mètres de profondeur maximale, le moine peut s'avérer intéressant. Sur les plans d'eau profonds, il a été démontré que le moine peut avoir un effet néfaste sur la biodiversité à l'aval de l'étang du fait du soutirage d'eau dans une zone possiblement anoxique et de la rupture du cycle diurne de température (TOUCHART & BARTOUT, 2010). Si la pente de la chute d'eau n'est pas suffisante, l'anoxie peut être dispersée vers l'aval et donc perturber considérablement la vie aquatique. Il a également été montré que la présence d'une zone ombragée peut entraîner un refroidissement généralisé de 2°C lors de journées ensoleillées (CHOFFEL, 2019). L'utilisation d'un moyen d'ombrage ou le développement d'une ripisylve à proximité de la sortie d'eau peut être un outil de réduction du risque thermique vers l'aval. Or, l'effet de la ripisylve n'est perçu que sur les premiers centimètres (de la surface à 50 cm de profondeur environ), ce qui réduit son utilité à des sorties d'eau équipées d'un déversoir de surface. Dans le cas des étangs plus volumineux comme celui de Baerenthal, la gestion des organes hydraulique doit intégrer de nombreux éléments : la direction des vents, la saisonnalité, les mécanismes de stratifications afin de limiter les impacts sur le milieu récepteur. Des ouvrages hydrauliques permettant de modifier la hauteur de la prise de restitution en fonction des conditions locales, voire de réaliser des mélanges entre eaux de fond et eau de mi-fond/surface permettraient probablement d'améliorer significativement les conditions écologiques à l'aval et de maîtriser les coûts d'aménagement. En période de stratification, une attention particulière doit être apportée à l'enfoncement des calories

au niveau de la chaussée à cause des vents dominants (TOUCHART, 2002, 2007, MACINTYRE *et al.*, 2002, CHOFFEL, 2019).

b. À l'échelle du bassin versant

Les travaux d'étude menés dans la vallée de la Zinsel du Nord nous permettent d'établir un schéma décisionnel plus clair au regard des impacts thermiques des étangs. Les grandes lignes de gestion seraient les suivantes : (1) travailler, à l'échelle d'un sous-bassin versant, sur l'ensemble des ouvrages sans laisser un ou plusieurs étangs, où l'effet resterait présent, (2) à défaut installer une rivière de contournement pour conserver les cycles thermiques journalier et saisonnier du ou des étangs conservés sur le sous-bassin versant. Au niveau du calendrier, il faut (3) prioriser sur les sous-bassins versant avec des étangs où l'impact thermique est le plus fort, (4) prioriser sur les sous-bassins versants avec des étangs dispersés afin de favoriser un gain de linéaire conséquent et (5) prioriser entre les sous-bassins versant un ordonnancement amont-aval plutôt qu'aval-amont, permettant de décaler l'aléa thermique vers l'aval pour un gain de linéaire non impacté. Quand les conditions pour travailler sur l'ensemble des ouvrages ne sont pas réunies, il semble que de (6) travailler sur les sorties d'eau de l'étang le plus en aval permettent de limiter l'impact thermique du sous-bassin versant sur le bassin versant principal ou, lorsque c'est possible, proposer la mise en place d'ouvrages permettant de limiter cet aléa thermique.

Conclusion

L'étude de ce bassin versant permet d'évaluer pleinement les différents effets cumulés des plans d'eau ainsi que de mieux anticiper les bénéfices associés aux opérations de restauration. Les chaînes d'étangs présents sur les petits cours d'eau peuvent modifier le régime thermique du cours d'eau. Lors de la période critique, en été, ces petits étangs peuvent réchauffer en moyenne de +1,2 à +3,4°C. Cependant, il a été confirmé qu'un cours d'eau connaît un réchauffement naturel de l'amont vers l'aval. Plus il s'éloigne de la source, plus le cours d'eau se réchauffe, avec des valeurs de réchauffement naturelles atteintes supérieures à 0,6°C/km pour un cours d'eau de rang 1 en milieu forestier.

Sur les cours d'eau étudiés, le nombre d'étang joue un rôle moindre dans l'évaluation d'impact thermique. Le premier est celui qui réchauffe le plus, la succession des autres étangs entraînant un léger réchauffement (+0,5°C de moyenne au maximum) s'ils se situent à proximité les uns des autres. Sur les chaînes d'étangs resserrés, le cours d'eau n'a pas le temps de retrouver une dynamique lotique avant d'entrer dans un nouvel étang. De fait, l'impact est moindre en termes de linéaire de cours d'eau, qu'une chaîne avec un nombre similaire d'étangs mais dispersés dans l'espace. La profondeur et le type de sortie d'eau, ainsi que la dispersion géographique des étangs sur le cours d'eau sont des facteurs majeurs de l'influence thermique de ces milieux sur le cours d'eau aval.

Le système de sortie d'eau de l'étang, pouvant être adapté et changé en fonction de la morphologie des plans d'eau, a une influence importante sur le profil thermique du cours d'eau qui en découle. Sur les petits étangs peu profonds, le moine, apporte une

réduction thermique de l'ordre de 1°C à 2°C en moyenne estivale. Lorsque le plan d'eau est peu profond, inférieur à 1-1,5m de profondeur maximale, la faible stratification thermique évite d'isoler les couches inférieures de l'étang. De fait, la dynamique de température diurne est respectée. Sur les plans d'eau plus profonds, dépassant les 1,5m de profondeur maximale, il existe un risque d'anoxie lors de prise d'eau de fond, à l'image de la dynamique de l'étang de Baerenthal. Cette anoxie se produit en période estivale et de forte stratification thermique, et peut entraîner un risque important à l'aval si la pente du cours d'eau ne permet pas la réoxygénation rapide.

La morphologie des étangs, principalement leur volume et profondeur maximale influe également sur le possible impact thermique à l'aval, dans la valeur de réchauffement maximum, la dynamique thermique ainsi que la distance impactée. Ce dernier est fortement dépendant du volume de la masse d'eau stagnante. Plus l'étang est volumineux, plus son influence va être ressentie vers l'aval. Sur l'étang le plus volumineux de la vallée, cette distance ponctuelle maximum s'étend jusqu'à 9 km à l'aval, pour une moyenne annuelle jusqu'à 2 km. C'est ici un maximum pour le bassin versant. Pour les plus petits étangs, cette distance est réduite à une centaine de mètres.

Les résultats de l'étude ont permis d'apporter des clés de gestion des milieux aquatiques au sein du territoire. La politique de restauration opportuniste, dépendant du bon vouloir des propriétaires et donc sans maîtrise géographique est peu bénéfique. Il y a un réel besoin d'identifier les secteurs prioritaires et d'ouvrir la réflexion sur l'ensemble du sous bassin voire de la totalité du bassin versant lorsque l'on souhaite réduire l'impact thermique des affluents sur le drain principal. Une gestion permettant d'augmenter le linéaire non impacté doit être favorisée. Enfin, l'adaptation et la gestion de l'étang peut réduire considérablement le risque thermique aval pour les étangs où le souhait de préservation se fait ressentir par le propriétaire, le gestionnaire ou bien par le territoire.

Remerciements

Cette étude a été réalisée avec l'aide financière de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, du laboratoire CEDETE de l'université d'Orléans, ainsi que du laboratoire LIEC de l'université de Lorraine ; Remerciements également aux membres du comité de pilotage mis en place pour l'étude, composé de : la commune de Baerenthal, la communauté de communes du Pays de Bitche, l'ONE, la Réserve naturelle nationale des rochers et tourbières du pays de Bitche, Fédération de la Moselle pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, le SYCOPARC, la DREAL Grand Est, le CEDETE, le LIEC, le LIVE ; Ainsi qu'aux partenaires de l'étude : l'Office Français pour la Biodiversité (OFB) et l'ensembles des scientifiques, opérateurs de terrain et propriétaires participants à la démarche.

Bibliographie

- AMBROSETTI W. & BARBANTI L. 2002. Physical limnology of Italian lakes. 2. Relationships between morphometric parameters, stability and Birgean work. *J. Limnol.* 61 (2) : 159 167.
- BAGLINIÈRE J. L. & MAISSE G. 1991. La truite : biologie et écologie. INRA. Paris.
- BALDWIN N. S. 1957. Food Consumption and Growth of Brook Trout at Different Temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society* 86 (1) : 323 328.
- BANAS D. 2016. L'étang de barrage: atout ou contrainte pour le bon état des eaux ? *Ecosystèmes* N°3 : 2-3
- BARTHOLOW J. 2000. Estimating cumulative effects of clear cutting on stream temperatures. *Rivers* 7 : 284 297.
- BATTIAU-QUENEY Y. B. 1993. Le relief de la France- Coupes et croquis. Paris. Elsevier Masson.
- BENDA L., HASSAN M.-A., CHURCH M. & MAY C.-L. 2005. Geomorphology of steepland headwaters : the transition from hillslopes to channels. *Journal of the American Water Resources Association* 41 (4) : 835-851.
- BIRGE E. A. 1916. The work of the wind in warming a lake. *Transactions of the Wisconsin Academy of Sciences, Arts, and Letters*. Vol. XVIII.
- BIRKINSHAW S. J. & WEBB B. 2010. Using temperature as a tracer to understand flow pathways in the Slapton Wood and Dunsop catchments. *Role of hydrology in managing consequences of a changing global environment*. Doi :10.7558/bhs.2010.ic104
- CARLUER N., BABUT M., BELLIARD J., BERNEZ I., BURGER-LEENHARDT D., DORIOZ J., DOUEZ O., DUFOUR S., GRIMALDI C., HABETS F., LE BISSONNAIS Y., MOLENAT J., ROLLET A.J., ROSSET V., SAUVAGES S., USSEGLIO-POLATERA P., LEBLANC B. 2016. Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. Rapport. IRSTEA.
- CHANDESRIIS A., VAN LOOY K., DIAMOND J. S., & SOUCHON Y. 2019. Small dams alter thermal regimes of downstream water. *Hydrology and Earth System Sciences* 23 (11) : 4509 4525.
- CHOFFEL Q., TOUCHART L., BARTOUT P., & AL DOMANY M. 2018. Le centre thermique, nouvel outil de compréhension du bilan thermique et de l'évolution spatio-temporelle de la température d'un étang ? *Noréis* 246 (1) : 57 73.
- CHOFFEL Q. 2019. La différenciation des masses d'eau à l'intérieur de l'étang : stratification verticale, zonation horizontale, bilan thermique et centre thermique (Étangs limousins et vosgiens, comparaisons internationales). Thèse de doctorat. Université d'Orléans.
- DUGDALE S. J., MALCOLM I. A., KANTOLA K. & HANNAH D. M. 2018. Stream temperature under contrasting riparian forest cover: Understanding thermal dynamics and heat exchange processes. *Science of The Total Environment* 610 611 : 1375 1389.
- DUSSART B. 1966. Limnologie, l'étude des eaux continentales. Gauthier Villars. Paris.
- EUZENAT G. & FOURNEL F. 1976. Recherche sur la truite commune (*Salmo trutta*) dans une rivière de Bretagne, le Scorff. Caractéristiques démographiques des populations de truite commune de la rivière Scorff et des affluents. 2 Premiers éléments d'une étude de dynamique de population de truite commune. Thèse doctorat. Université de Rennes.
- FOLKARD A. M., SHERBORNE A. J., & COATES M. J. 2007. Turbulence and stratification in Priest Pot, a productive pond in a sheltered environment. *Limnology* 8 (2) : 113 120.
- FOUR B. 2017. Effet des étangs de barrage à vocation piscicole sur le fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin dans des contextes environnementaux différents : le cas des étangs de plaine en Lorraine. Thèse de doctorat. Université de Lorraine.
- GAILLARD J. 2014. Rôle des étangs de barrage à vocation piscicole dans la dynamique des micropolluants en têtes de bassins versants. Thèse de doctorat. Université de Lorraine.
- GAILLARD J., THOMAS M., IURETIG A., PALLEZ C, FEIDT C., DAUCHY X. & BANAS D. 2016. Barrage fishponds: Reduction of pesticide concentration peaks and associated risk of adverse ecological effects in headwater streams. *Journal of Environmental Management* 169 : 261 271.
- GERMAINE M. A. & BARRAUD R. 2017. Démanteler les barrages pour restaurer les cours d'eau : Controverses et représentations. Editions Quae.
- HOAR W. S. 1942. Diurnal Variations in Feeding Activity of Young Salmon and Trout. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 6a (1) : 90 101.
- HUTCHINSON G. E. 1957. Treatise on Limnology. Jonh Wiley & sons, INC. Vol. I. New York.
- IMBERGER J. 1985. The diurnal mixed layer1. *Limnology and Oceanography* 30 (4) : 737 770.
- JÉHIN P. 2007. Rivières, étangs et pisciculture dans les Vosges du Nord avant la Révolution. *Ann. Sci. Rés. Bios. Trans. Vosges de Nord-Pfälzerwald* 13 : 91 112.
- LESSARD J.L. & HAYES D. B. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications* 19 (7) : 721 732.
- LÉVÊQUE C. 2016. Quelles rivières pour demain? Editions Quae. Versailles.
- LEWIS J. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 : 1779-1787.
- MAAVARA T., CHEN Q., VAN METER K., BROWN L. E., ZHANG J., NI J. & ZARFL C. 2020. River dam impacts on biogeochemical cycling. *Nature Reviews Earth & Environment* 1 (2) : 103 116.
- MACINTYRE S, ROMERO J R, & KLING G W. 2002. Spatial-temporal variability in surface layer deepening and lateral advection in an embayment of Lake Victoria, East Africa. *Limnology and Oceanography*, Vol. 47, No. 3, p. 656 671.
- MAHEU A., ST-HILAIRE A., CAISSIE D. & EL-JABI N. 2016. Understanding the Thermal Regime of Rivers Influenced by Small and Medium Size Dams in Eastern Canada. *River Research and Applications*. doi:10.1002/rra.3046

MATHIS D. & MATHIS A. 2016. Anciens et nouveaux terroirs d'étangs en Lorraine. *Revue géographique de l'Est* 56 (1 2) : 1 20.

MILLOT C. 2015. Les étangs à dérivation: une réponse aux nuisances environnementales ? Etude de sites en barrage de rangs 0, 1, 2 et 4, en Indre, Cher et Creuse. Thèse de doctorat. Université d'Orléans.

OLDEN J. D. & NAIMAN R. J. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity: Incorporating thermal regimes in environmental flows assessments. *Freshwater Biology* 55 (1) : 86 107.

PIÉGAY H., PAUTOU G. & RUFFINONI C. 2003. Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion. Institut pour le développement forestier. Paris.

POIREL A., GAILHARD J. & CAPRA H. 2010. Influence des barrages-réservoirs sur la température de l'eau : exemple d'application au bassin versant de l'Ain. *La Houille Blanche* N° 4 : 72 79.

ROUSSEL J.M. & BARDONNET A. 2002. Habitat de la truite commune (*Salmo trutta* L.) pendant la période juvénile en ruisseau : préférences, mouvements, variations journalières et saisonnières. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 365/366 : 435-454

SAVY B. 2006. Hydro-limnologie du haut bassin de la Charente : une approche géographique appliquée aux relations lac de barrage - émissaire : la température de l'eau en aval des lacs de Lavaud et Mas Chaban. Thèse de doctorat, Université de Limoges.

SCHLUMBERGER O. & GIRARD P. 2013. Mémento de pisciculture d'étang. Éditions Quæ. Versailles.

SOMERS K. A., BERNHARDT E.S., GRACE J.B., HASSETT B.A., SUDDUTH E.B., WANG S. & URBAN D.L. 2013. Streams in the urban heat island: spatial and temporal variability in temperature. *Freshwater Science* 32 (1) : 309 326.

STRALHER A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions american Geophysical Union* 38 (6) : 913 920.

TOUCHART L. 2002. Limnologie physique et dynamique L'Harmattan. Paris.

TOUCHART L. 2007. Géographie de l'étang: des théories globales aux pratiques locales. L'Harmattan. Paris.

TOUCHART L. 2016. Le bilan thermique des étangs: *réflexion épistémologique et application aux étangs limousins*. Annales de Géographie 708 (2) : 143-169.

TOUCHART L. & BARTOUT P. 2010. The influence of monk equipped ponds on the quality of basin head streams, the example of water temperature in Limousin and Berry (France). *Lakes, reservoirs and ponds* 4 (2) : 91 108.

TOUCHART L. & BARTOUT P. 2011. La gestion du risque thermique en étang : le cas de la dérivation. *RISCURI ùI CATASTROFE* 9 (1) : 149 161.

TRINTIGNAC P., BOUIN N., & KERLEO V. 2005. Guide de bonnes pratiques pour la gestion piscicole des étangs. Pays de la Loire : SMIDAP.

VANNOTE R. L., MINSHALL G. W., CUMMINS K.W., SEDELL J. R. & CUSHING C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and*

Aquatic Sciences 37 : 130 137.

VERNEAUX J. 1973. Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. Thèse d'état. Université de Besançon.

WANG W., XIAO W., CAO C., GAO Z., HU Z., LIU S., ... LEE X. 2014. Temporal and spatial variations in radiation and energy balance across a large freshwater lake in China. *Journal of Hydrology* 511 : 811 824.

WEBB B.W. & WALLING D. E. 1988. Modification of temperature behaviour through regulation of a british river system. *Regulated rivers: research and management* 2 : 103 116.

Premier état des lieux pour le Lucane cerf-volant (*Lucanus cervus*) dans la Réserve de biosphère transfrontalière Vosges du Nord - Pfälzerwald

Benoît DODELIN (1), Guillaume FANTINO (2), Gaëlle DARMON (3)

(1) 11 rue Montesquieu, 69007 Lyon fr

(2) Geopeka - École Normale Supérieure de Lyon; 46 Allée d'Italie - Bât. LR6; 69364 Lyon Cedex 07

(3) 35 rue de Lanzau, 42400 Saint-Chamond

Résumé :

Cette étude a cherché à déterminer si les conditions nécessaires à la présence de l'emblématique Lucane cerf-volant étaient présentes dans la réserve de biosphère transfrontalière des Vosges du Nord - Pfälzerwald. Un large panel de données a été assemblé, incluant 50 variables environnementales et anthropiques, dont la gestion forestière et la continuité forestière lors des 200 dernières années. Les données de Lucane cerf-volant concernent la période 1990-2018 et proviennent de bases de données en ligne, de collections privées et de programmes de science citoyenne. 424 observations couvraient 242 km² sur un total de 3 517 km² (6,89%).

Trois modélisations ont montré que le facteur expliquant le mieux la distribution du Lucane cerf-volant était la présence de bâti (ANTH). ANTH était 100 fois plus influent que toute autre variable. Ceci a mis en évidence un important biais d'observation, comme cela était attendu avec des données de science citoyenne. Par conséquent, ANTH doit être considéré comme un substitut à la «densité d'observateurs». Ainsi, la carte d'observation reflète les contacts entre observateurs et le Lucane, et non sa distribution complète.

Les modélisations proposées ont permis l'évaluation de la qualité des environnements du Lucane cerf-volant. D'importantes applications sont possibles, notamment des tests détaillés de scénarios de gestion forestière conçus pour favoriser la présence du Lucane cerf-volant. De plus, ces modèles peuvent être utilisés avec les données de distribution de n'importe-quelle espèce.

Les observations de Lucane cerf-volant n'ont pas couvert suffisamment certains habitats et n'étaient pas homogènes spatialement. De plus, trop de faux négatifs sont présents dans les données d'observation (c'est-à-dire lorsque le Lucane est considéré absent par suite d'une absence d'observation alors qu'il peut être présent mais non détecté). Les études ultérieures doivent se concentrer sur un échantillonnage plus complet. De nouvelles observations doivent être faites au hasard, sur tous les types d'espaces (usage, statut de protection, d'ancienneté, etc.). Le taux d'observation global devrait être augmenté pour couvrir 457 nouveaux km², et ainsi atteindre ~20% du territoire. Cet objectif sera difficile à atteindre. Une autre solution consiste à se concentrer sur de petites

zones, étudiées de manière intensive. Les modèles peuvent être calibrés sur ces zones puis appliqués à l'ensemble des données et du paysage. Les petites zones doivent être choisies loin des villes (> 2 km) et inclure des zones protégées et des contextes paysagers variés. Les nouvelles enquêtes bénéficieront du réseau d'observateurs mis en place au cours de notre étude et seront stimulées par une animation et une communication de type événementiel autour du programme Lucane cerf-volant.

Mots-clés : Coléoptère, Lucanidae, *Lucanus cervus*, Îlot de sénescence, Modélisation

Zusammenfassung :

In dieser Studie wurde untersucht, ob die erforderlichen Bedingungen für das Vorhandensein des legendären Hirschkäfers im grenzüberschreitenden Biosphärenreservat der Pfälzerwald - Vosges du Nord gegeben sind. Es wurde eine große Menge an Daten erstellt, die 50 umweltbezogene und anthropogene Variablen umfassten, einschließlich Waldbewirtschaftung und Waldkontinuität in den letzten 200 Jahren. Die Flugdaten der Hirschkäfer decken den Zeitraum 1990-2018 ab und stammen aus Online-Datenbanken, Privatsammlungen und Citizen Science-Programmen. 424 Beobachtungen umfassten eine Fläche von 242 km² von insgesamt 3.517 km² (6,89%).

Drei Modellierungen zeigten, dass ein bestimmter Rahmen (ANTH) am besten die Verteilung des Hirschkäfers aufzeigt. ANTH war 100-mal bedeutungsvoller als jede andere Variable. Dies zeigte eine signifikante Verzerrung der Beobachtung, wie dies bei bürgerwissenschaftlichen Daten zu erwarten war. Daher sollte ANTH als Ersatz für «Beobachterdichte» angesehen werden. Somit spiegelt die Sichtungskarte den Kontakt zwischen Beobachtern und dem Hirschkäfer wider und nicht dessen vollständige Verteilung.

Dank der vorgeschlagenen Modellierungen konnte die Qualität des Umfeldes des Hirschkäfers bewertet werden. Wichtige Anwendungen sind möglich, einschließlich detaillierter Tests von Waldbewirtschaftungsszenarien, die das Vorhandensein des Hirschkäfers begünstigen sollen. Darüber hinaus können diese Modellierungen mit Verteilungsdaten für jede Tierart verwendet werden. Die Sichtungen von Hirschkäfern deckten einige Lebensräume nicht ausreichend ab und waren räumlich nicht homogen. Weitere Studien sollten sich auf eine vollständigere Stichprobenuntersuchung konzentrieren. Neue Beobachtungen müssen in allen Arten von Räumen (Nutzung, Schutzstatus, Alter usw.) nach dem Zufallsprinzip gemacht werden. Auch sind zu viele falsche negative Ergebnisse in den Beobachtungsdaten enthalten (d. h., wenn der Hirschkäfer aufgrund fehlender Beobachtung als nicht vorhanden registriert wurde, obwohl er vorhanden sein kann, aber nicht aufgespürt wurde). Die Gesamtbeobachtungsrate sollte auf 457 weitere km² erhöht werden und somit ~ 20% des Schutzgebietes erreichen. Dieses Ziel wird nur schwer zu erlangen sein. Eine andere Lösung besteht darin, sich auf kleine Gebiete zu konzentrieren, die intensiv untersucht werden. Kleine Gebiete sollten weit entfernt von Städten (> 2 km) ausgewählt werden und Schutzgebiete und viele unterschiedliche Landschaftsarten umfassen. Die Modellierungen können für diese Bereiche kalibriert und dann auf alle anderen Daten und Landschaftstypen angewendet

werden. Die neuen Umfragen werden vom Beobachternetzwerk profitieren, das während unserer Studie eingerichtet wurde, und werden durch einschlägige Animationen und beste Kommunikation rund um das Hirschkäferschutzprogramm motiviert.

Schlüsselwörter : Käfer, Lucanidae, *Lucanus cervus*, Altholzinsel, Modellierung

Summary :

This study set out to establish whether the conditions required for the presence of the emblematic European stag beetle were present in the Northern Vosges-Pfälzerwald Cross-border Biosphere Reserve. A broad sample of data was assembled, including 50 environmental and anthropic variables, including forest management and forest continuity in the last 200 years. The data on the stag beetle cover the period 1990-2018 and came from online databases, private collections and citizen science programmes. Our 424 observations covered 242 km² out of total of 3,517 km² (6.89%).

Three models showed that the factor that best explained the distribution of the stag beetle was the presence of buildings (ANTH). The influence of ANTH was 100 times greater than any other variable. This revealed significant observational bias, as had been expected from the citizen science data. ANTH must therefore be seen as a substitute for "observer density". As a result, the observation mapping reflects contacts between observers and stag beetles, and not their full distribution.

The models put forward made it possible to assess the quality of the environments inhabited by the stag beetle. Important applications are possible, particularly detailed testing of forest management scenarios designed to encourage the presence of the stag beetle. Moreover, these models can be used with distribution data for any species whatsoever.

Observations of the stag beetle did not sufficiently cover certain habitats and were not spatially homogeneous. Moreover, too many false negatives are present in the observation data (i.e. where the stag beetle is thought to be absent as the result of insufficient observation, whilst it may be present but undetected). Subsequent studies must focus on more comprehensive sampling. A new round of observations must be done at random on the type of environment (use, protected status, old-growth forest, etc.). The general level of observation should be stepped up to take in a further 457 km² and thus cover ~20% of the territory. This objective will be difficult to achieve. Another solution would be to focus on small areas and study them intensively. The models could then be calibrated on these areas and applied to all data collected and to the entire landscape. Small areas must be selected away from urban development (> 2 km) and include protected areas and varied landscape contexts. These new investigations would benefit from the network of observers put in place in the course of our initial study and would be stimulated by event-type presentation and information on the stag beetle programme.

Key words : Coleoptera, Lucanidae, *Lucanus cervus*, pocket of senescence, modelling

Introduction

Le Parc Naturel Régional des Vosges du Nord et le Biosphärenreservat Pfälzerwald ont été reconnus par l'UNESCO en 1998 « Réserve de Biosphère transfrontalière des Vosges du Nord - Pfälzerwald ». Cet espace couvre 3 100 km², 1 800 km² côté allemand et 1 300 km² côté français. Une majorité de cette surface est forestière, principalement de la forêt publique. La coopération transfrontalière entre les deux Parcs existe depuis de nombreuses années au travers de projets communs dont le programme « LIFE Biocorridors » (février 2016 - mai 2020). Dans ce contexte, un travail d'audit du réseau d'îlots de sénescence côté français a été mené de 2015 à 2017 (Bruciamacchie & DEMETS, 2018). Il intègre deux scénarios pour placer de nouveaux îlots de sénescence, sur la base de deux modes d'analyse des boisements existants.

Plus grand coléoptère d'Europe, le Lucane cerf-volant est emblématique et présent dans les arts et la mythologie depuis près de 2 000 ans (Sprecher-Uebersax, 2008). Sa distribution recouvre largement les espaces français et allemands (Baraud, 1993). Il vit dans les boisements de feuillus, les campagnes boisées et jusque dans les zones résidentielles si des arbres sont présents. Sa biologie est très bien documentée (Paulian & Baraud, 1982 ; Rink, 2006). Les larves vivent sous terre, au contact de bois pourri enterré : troncs au sol, souches, racines. Polyphages, elles consomment surtout des feuillus à bois dur comme les chênes, pruniers... exceptionnellement des résineux, de l'acacia... La durée de leur développement est de 4 à 5 ans. Ainsi un même bois mort héberge des larves d'âges différents. Les larves âgées se nymphosent à distance du bois. Les trous de sortie des adultes peuvent être facilement repérés au sol, à proximité des souches ou troncs hôtes. Les adultes, crépusculaires et nocturnes ont leur période d'activité au début de l'été (juin-juillet). Elle dure au moins une quarantaine de jours pour les mâles les années chaudes et au plus une centaine de jours pour les femelles les années moins chaudes (Rink & Sinsch, 2011). Les femelles assurent l'extension de l'espèce vers de nouveaux sites mais leurs déplacements se font essentiellement au sol et sur de courtes distances (0 à 50 m, en moyenne 5 m/j). Les distances de vol mesurées sont courtes (750 m en moyenne pour les mâles), bien que les mâles volent plus (env. 2 km, en moyenne 60 m/j) et en direction des femelles. Ils peuvent faire jusqu'à 1,7 km d'une traite.

Le Lucane cerf-volant est inscrit à l'Annexe II de la Directive Habitat (92/43/EEC), un statut qui impose aux États signataires de protéger les sites où il est présent et de correctement cartographier et suivre dans le temps les populations connues. La présente étude intègre ces obligations en accord avec les actions du LIFE Biocorridors en faveur des îlots de sénescence. Elle vise à analyser les relations entre les îlots, leur environnement et le Lucane cerf-volant, retenu aussi comme espèce porte drapeau pour de nombreux autres organismes dépendants du bois mort (saproxyliques).

Méthodologie

Cette étude établit un bilan des observations de Lucane cerf-volant sur les espaces du Parc Naturel Régional des Vosges du Nord et de la Biosphärenreservat Pfälzerwald.

Ces observations sont ensuite croisées avec les données environnementales pertinentes afin de dégager les facteurs qui expliquent la distribution du Lucane. Les techniques de modélisation permettent également de prédire de nouvelles localités et de tester des scénarios d'aménagements. Dans le détail, il s'agit de réaliser :

- Le regroupement de données cartographiques de deux types :
 - Des données décrivant divers aspects de l'environnement actuel (< 20 ans) ;
 - Des données descriptives historiques (période de ~200 ans).
- La synthèse des observations récentes de Lucane cerf-volant (1990-2018) ;

Le fondement scientifique de notre étude est l'important travail réalisé en Belgique par A. THOMAES et son équipe (THOMAES, 2008 ; 2009 ; THOMAES *et al.*, 2008 ; 2010). Ces travaux ont servi de référence pour le choix des grands types de variables environnementales (tableau 1) et des modèles statistiques (tableau 2).

Trois modèles différents sont construits pour relier les observations de Lucane cerf-volant à la somme des variables, selon une formule du type : Observations = f(var.1 + var.2 + ...). Chaque modèle ayant permis de relier en une équation les variables environnementales avec la distribution du Lucane, il est possible en retour d'utiliser cette équation pour déterminer les mailles où les facteurs environnementaux prennent des valeurs favorables à la présence du Lucane. Les trois modèles prédictifs sont ensuite synthétisés selon la méthode de THOMAES *et al.* (2008), pour établir une prédiction finale. Techniquement, ce regroupement est une sélection des prédictions «acceptables» dans notre contexte. Un choix de seuil doit être fait à ce niveau pour écarter ou conserver les prédictions : Seuil = Nombre de mailles avec observations / Nombre total de mailles. Dans l'étude de THOMAES *et al.* (2008), le seuil est placé à $73/356 = 0,205$. Dans notre cas le seuil devient $242/3517 = 0,0688$. Cette façon de faire n'est pas tout à fait satisfaisante dans notre cas, où sont traitées de nombreuses mailles ne disposant d'aucune observation. Ce type de grands jeux de données, avec beaucoup de zéros, donneront des prédictions plus fragiles et que l'on conservera à des niveaux plus faibles. Il y a donc un risque plus important de conserver une fausse prédiction. En dernier lieu, les prédictions validées sont les mailles prédites par les trois modèles avec des valeurs dépassant le seuil de 6,88 % de chances d'accueillir le Lucane.

Les analyses ont été réalisées au moyen du logiciel R vers.3.4.41, RStudio vers.1.1.442 et de PAST vers.3.18 (HAMMER, 2017).

Type de donnée	Abréviation	Descriptif	Source
Occupation du sol	ANTH	Espaces urbanisés (anthropiques)	Corine Land Cover 2012 https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover
	CULT*	Grandes cultures*	
	RG	Cultures en rang (vignes, vergers)	
	FF	Forêt de feuillus	
	FC	Forêt de conifères	
	FM	Forêt mixte	
	TRANS	Transition arbustif vers arboré	
	PAIRIES*	Prairie + Prairie naturelle*	
	TOUR	Tourbière - bruyère	
	EAU	Zones en eau	
Indice Culture Prairie	ICP2	(CULT+RG)/(P+PN) avec P = Prairies PN = Prairies naturelles	
Indice de Fermeture du Paysage	IFP_2	(FF+FC+FM)/[TOTAL-(EAU+ANTH)]	
Linéaire de lisière	LISIEREL	Fusion des polygones FF, FC, FM, puis calcul du linéaire par maille	
Capacité en eau du sol	AWC_TOP	Capacité en eau du sol de surface	European Soil Data Centre https://esdac.jrc.ec.europa.eu/
	AWC_SUB	Capacité en eau du sous-sol	
Pédologie de surface (0-30 cm)	TOP_CLAY*	Proportion d'argile*	
	TOP_SILT	Proportion de limon	
	TOP_SAND	Proportion de sable	
	TOP_GRAVEL	Proportion de gravier	
Espaces protégés	Aprotect	Surfaces protégées dans les 8 mailles autour de chaque maille Espaces pris en compte pour le calcul : Îlots de sénescence Îlots de vieillissement Arrêtés préfectoraux de protection de biotope (APPB) Réserves Biologiques Forestières (Intégrales et Dirigées) Réserves naturelles nationales (RNN) Espaces Naturels Sensibles (ENS) Kernzone	PNR des Vosges du Nord Biosphärenreservat Pfälzerwald
Boisement de chêne	Achene	Surfaces de chêne dominant : Chênes décidus Lichte Eichen (chêne vieux en sous-bois clair), qui intègre une variante Buche Unterstand (chêne avec sous-bois de hêtre)	BRUCIAMACCHIE & DEMETS 2018 landesforsten-rheinland-pfalz http://wald-rlp.de

Type de donnée	Abréviation	Descriptif	Source
Ancienneté des forêts	AforetAnc	% de forêt présente depuis 200 ans (brèves coupes à blanc possibles ; résolution maximale ~50 ha). % de forêt de création récente, durant le 19e ou le 20e siècle (résolution maximale ~50 ha). Cartes exploitées : <ul style="list-style-type: none"> Histwald (Historisch alte Waldstandorte) Carte d'État Major - milieu XIXe Carte topographique - 1950/1960 Carte topographique - actuel 	Bundesamt für Naturschutz www.bfn.de GLASER & HAUKE 2004 Institut Géographique National (IGN)
Relief	alt_moy* alt_min alt_max* pente expo profil* tpi_1k* tpi_2k* lfrm_moy	Altitude moyenne* Altitude minimum Altitude maximum* Indice de pente en pourcentage, dérivée de l'altitude. Indice d'exposition. Angle de la projection horizontale de la normale au MNT avec l'axe nord du système de référence spatiale, exprimé en degrés décimaux : 0° = plein nord, 180° = plein sud, etc. Indice de profil. Dérivée seconde de l'altitude (courbure). Une valeur fortement positive indique une position en sommet, une valeur fortement négative une position dans un creux, les valeurs autour de 0 un plat ou une pente uniforme* Indice de position topographique, résolution 1 km (micro-relief). Une valeur fortement positive indique une position en sommet, une valeur fortement négative une position dans un creux, les valeurs autour de 0 un plat ou une pente uniforme à l'échelle de calcul de l'indicateur.* Indice de position topographique, résolution 2 km (macro-relief)* Valeur moyenne dans la maille de la catégorie d'indice de forme topographique. Les catégories attribuées aux types de relief sont : 0 → canyon, vallée en forme de V 1 → pente latérale en situation de versant 2 → incision/drain en situation de sommet 3 → vallée en forme de U 4 → plaine large 5 → versant de pente uniforme 6 → sommet aplati 7 → surélévation locale d'un fond de vallée 8 → ligne de crête en situation de versant 9 → crête étroite	IGN : BD ALTI® 50 m http://professionnels.ign.fr/bdalti

Type de donnée	Abréviation	Descriptif	Source
Climat	bio1mean bio2mean* bio4mean* bio5mean* bio6mean* bio7mean* bio8mean* bio9mean* bio10mean* bio11mean* bio12mean bio13mean* bio14mean* bio15mean* bio16mean* bio17mean* bio18mean* bio19mean*	T° moyenne annuelle Moyenne des écarts diurnes de T° (moyenne des maximales et minimales mensuelles)* Saisonnalité de T° (% de déviation standard)* T° maximale du mois le plus chaud* T° minimale du mois le plus froid* Gamme de T° annuelle (BIO5-BIO6)* T° moyenne du trimestre le plus humide* T° moyenne du trimestre le plus sec* T° moyenne du trimestre le plus chaud* T° moyenne du trimestre le plus froid* Précipitation annuelle Précipitation du mois le plus humide* Précipitation du mois le plus sec* Saisonnalité des précipitations (coef. de variation)* Précipitation du trimestre le plus humide* Précipitation du trimestre le plus sec* Précipitation du trimestre le plus chaud* Précipitation du trimestre le plus froid*	WorldClim - Global Climate Data www.worldclim.org/bioclim

***Variables fortement corrélées à d'autres variables de la même catégorie et par suite, exclues des modélisations**

Tableau 1 : Données environnementales de l'étude, sources fournisseurs et variables.

Modèle	Notes
Generalized Linear Model (GLM)	La sélection des variables pertinentes s'appuie sur la valeur du Critère d'Information de Akaike (AIC). Le modèle complet produit un AIC initial. Puis le modèle est de nouveau construit en éliminant une variable. La nouvelle valeur de l'AIC est comparée à l'initiale : si l'AIC baisse, alors la variable retirée n'était effectivement pas pertinente et peut en effet être retirée, si l'AIC augmente alors la variable doit être conservée car elle participe significativement à expliquer la variable prédictive. Selon le principe de parcimonie, n'est retenu que le modèle possédant un AIC minimal, tout en faisant appel à un minimum de variables. Ce modèle final intègre ainsi les variables ayant les plus fortes capacités explicatives.
Random Forest (RF)	Modèle adapté aux grands jeux de données qui utilise l'apprentissage machine via des réseaux de neurones artificiels (CUTLER <i>et al.</i> , 2012). RF classe hiérarchiquement les variables entre-elles et construit donc des arborescences, répétées aléatoirement un grand nombre de fois. La participation de chaque variable à la construction des arborescences est calculée ce qui établit des écarts entre variables, écarts qui vont permettre d'exclure les variables les moins importantes. Deux indices rendent compte de l'apport explicatif de chaque variable dans le modèle.

Zero-Inflated Negative Binomial regression (ZI)	<p>ZI prend en compte les observations biaisées dans le temps et dans l'espace (toute la carte n'ayant pu être suivie tout le temps), avec comme conséquence, l'existence dans le jeu de donnée, de nombreux espaces vides-de-données (zéros ou fausses absences d'observation) (cf. par ex. TIAGO <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>ZI fonctionne globalement comme une double GLM : la première étape prend en compte les variables sans modifications (les zéros sont considérés comme vraiment comptés), la seconde étape intègre la présence d'un grand nombre de faux zéros au moyen d'un tirage aléatoire qui permet d'estimer leur importance dans les données (ZEILEIS <i>et al.</i>, 2008).</p> <p>Dans notre cas, nous suivons attentivement la variable ANTH que l'on peut considérer comme un reflet de la densité des observateurs potentiels. Les variables significatives lors de la première étape mais qui ne le sont plus dans la seconde peuvent être retirées du modèle en considérant que l'impact des faux zéros est trop important.</p>
---	--

Tableau 2 : Modèles statistiques utilisés.

Structure	Source de données
Office National des Forêts	FUCHS 2012 (RBI) FUCHS & MILLARAKIS 2016 (RBI)
OPIE enquête lucane PNR des Vosges du Nord	www.facebook.com/parcvosgesnord/photos/a.276322475752393.93872.276312969086677/1502810763103552/?type=3
Naturpark Pfälzerwald	J. Buse 2016 (données non publiées)
PNR des Vosges du Nord	F. Matt (îlots N2000) Biotopie 2009 RN des Rochers et Tourbières de Bitche PatNat Données internes au PNR
Artenfinder	www.artenanalyse.net/artenanalyse/
INPN-SINP	OPIE enquête lucane nationale (www.insectes.org/enquete/Lucane-cerf-volant.html) CarNET B Lorraine
Particuliers	F. Matt (données non publiées)
Odonat	www.faune-alsace.org
ColKat	www.colkat.de

Tableau 3 : Sources des données de distribution du Lucane cerf-volant.

Les sources des données de distribution du Lucane cerf-volant sont regroupées dans le tableau 3. Beaucoup plus d'acteurs avaient été sollicités qui n'ont pas donné suite notre demande. Certains jeux de données ont également été écartés car trop imprécis (précision à la commune par exemple). Les données bancarisées ont été validées chaque fois que cela fut possible (photographies associées, fiabilité des auteurs ou des validateurs des observations). Les anciennes de plus de 20 ans ont été écartées pour ne pas introduire de décalage entre observations et descripteurs de l'environnement. Dans le jeu de données Lucane, une dizaine de données datent de 1990 à 2005, une majorité ont été relevées entre 2005 et 2018.

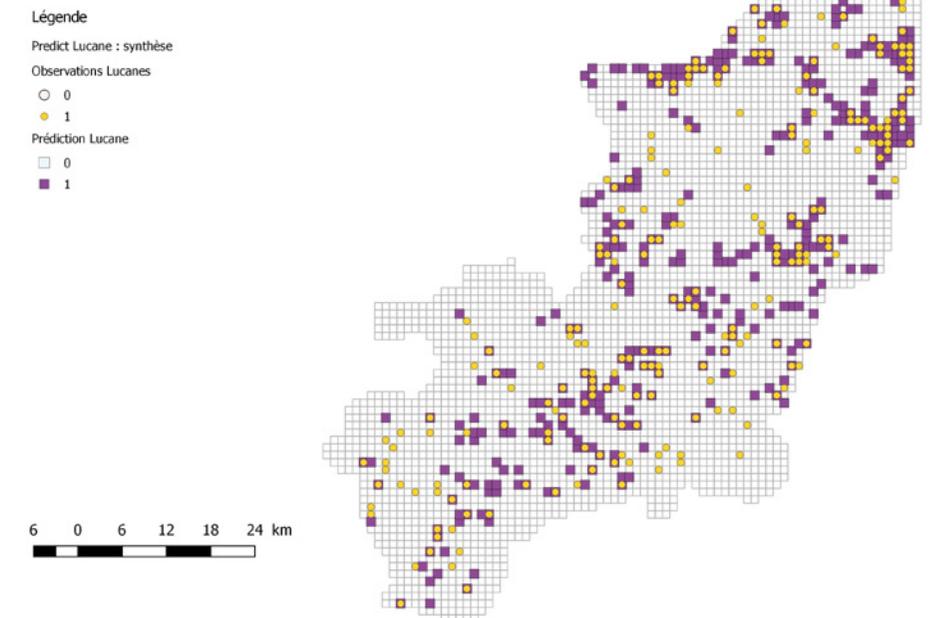
Les données cartographiques ont été traitées avec le logiciel QGIS 2.18.16.

Résultats et discussion

État des lieux : distribution du Lucane cerf-volant

Le nombre d'observations de Lucane cerf-volant se porte à 424 individus, soit une présence sur 242 mailles de 1 km² (Carte 1). Ces 424 observations ne peuvent pas toutes être retenues pour la modélisation. Une petite moitié, 182 observations, sont redondantes. Par exemple, les trois mailles regroupant le plus d'observations concentrent 24, 20 et 13 observations alors que 169 mailles ne comptent qu'une observation. Trois causes à cela : un Lucane a été vu plusieurs fois au même endroit, un observateur a réalisé sur plusieurs années ses observations sur des lieux où l'on sait que le Lucane est présent, soit enfin notre regroupement des données rattache à une même maille des observations proches. Ces éléments créent une amplification des résultats en faveur des caractéristiques portées par mailles les plus riches en observations. Nous avons donc travaillé sur une donnée d'observation «résumée» à la présence/absence par maille, ou pour être plus précis, la présence/pseudo-absence par maille car l'absence d'observation n'est pas, dans la plupart des cas, une absence prouvée du Lucane mais une absence d'observateur.

Carte p5. Prédiction de présence de Lucane cerf-volant : Synthèse et observations



Carte 1 : Observations de Lucane cerf-volant entre 1990 et 2018.

Facteurs expliquant la distribution du Lucane cerf-volant

Bien que le nombre d'observations de Lucane soit important en valeur absolue, une fois rapporté à la surface d'étude, cela n'est pas suffisant pour obtenir des statistiques solides. Ainsi, les différents modèles affichent de faibles puissances explicatives, ce qui peut être illustré par la performance limitée du modèle RandomForest qui n'explique que 7,02 % de la variance totale. Il s'avère que les observations de Lucanes traitées ici dépendent plus fortement du hasard que de tout autre paramètre, en dehors d'un biais observateur très fort.

Ce biais observateur correspond à un plus grand nombre de contacts entre l'Homme et le Lucane à proximité des villes et villages tandis que les cœurs de massifs forestier n'ont pas - ou très peu - été prospectés. Un tel biais se retrouve dans presque toutes les études de type «science participative» et il est très difficile de s'en défaire (TYRE *et al.*, 2003 ; TIAGO *et al.*, 2017). Du point de vue de l'analyse, cela se traduit dans les données d'observations, par des zéros en «surnombre». C'est à dire que beaucoup d'entre eux ne reflètent pas une réelle absence du Lucane, mais plus certainement l'absence d'observateurs (zéros comptés contre faux zéros).

Modèle RandomForest (RF):

Pour le modèle RandomForest, la variable explicative principale est la présence de constructions (ANTH), en lien direct avec la pression d'inventaire et donc le biais observateur. Viennent en second plan, trois variables de topographie : le type de relief (lfrm_moy), la pente moyenne dans la maille et l'altitude minimale dans la maille (alt_min). Suivent l'exposition des versants et deux variables climatiques : la température moyenne du trimestre le plus sec (bio9mean) et la précipitation totale annuelle (bio12mean). En dernier lieu se trouvent le linéaire de lisières (LISIEREL), la présence d'anciennes forêts (AforetAnc) et les trois types forestiers (figure 1).

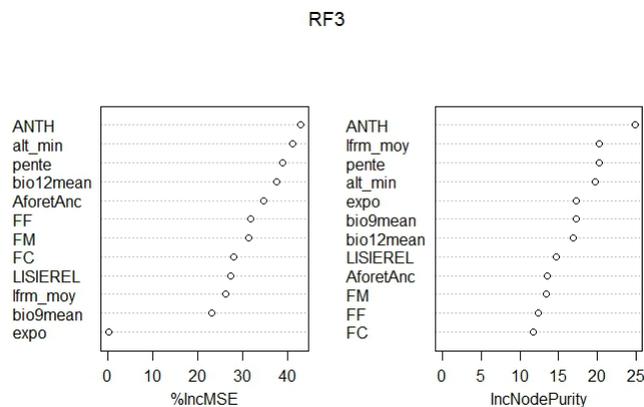


Figure 1 : Variables les plus importantes selon la modélisation RandomForest.

Generalized Linear Model (GLM) :

Le modèle GLM construit à partir des résultats de RF met de nouveau en avant l'importance de la présence de constructions (ANTH) et de forêts, peu importe le type. La température moyenne du trimestre le plus sec (bio9mean) vient ensuite mais participe très peu au modèle (valeurs des coefficients,- colonne Estimate - faibles), ainsi que les variables suivantes (Erreur : source de la référence non trouvée). Ces autres variables retenues, significatives mais avec des capacités explicatives très faibles, sont la précipitation annuelle (bio12mean) qui joue un rôle négatif (plus la quantité de pluie annuelle est forte, plus les chances d'observer un Lucane sont faibles), l'exposition et l'altitude qui doit être la plus faible possible pour augmenter les chances d'observations et enfin le linéaire de lisières (LISIEREL).

Variables	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	Significativité
(Intercept)	0,8227	2,014	0,408	0,682959	
ANTH	3,585	0,3927	9,128	<2E-16	***
FM	1,114	0,3313	3,363	0,00077	***
FF	1,078	0,3725	2,894	0,003804	**
FC	1,05	0,3203	3,277	0,001049	**
bio9mean	0,0363	0,01007	3,604	0,000313	***
bio12mean	-0,008749	0,003028	-2,889	0,003861	**
expo	0,004112	0,002279	1,804	0,071159	.
alt_min	-0,003341	0,001989	-1,679	0,093064	.
LISIEREL	0,0002446	6,183E-05	3,956	7,63E-05	***

Tableau 4 : Variables les plus importantes selon la modélisation GLM (variables retenues par RF).

Variables	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	Significativité
(Modèle complet)	-40,16	36,52	-1,099	0,2716	
ANTH	-21,75	17,89	-1,216	0,224	
FM	18,21	11,19	1,627	0,1036	
RG	18,06	8,074	2,236	0,0253	*
FC	15,89	11,19	1,419	0,1558	
FF	13,91	10,94	1,272	0,2035	
IFP_2	-4,601	8,222	-0,56	0,5758	
lfrm_moy	0,424	0,4579	0,926	0,3544	
bio2mean	-0,2338	0,2735	-0,855	0,3927	
bio1mean	0,3659	0,2376	1,54	0,1236	
Achene	-0,2052	0,08035	-2,554	0,0106	*
bio9mean	-0,000572	0,07186	-0,008	0,9937	
bio12mean	0,003481	0,02104	0,165	0,8686	
pente	0,05262	0,05185	1,015	0,3102	
expo	0,01296	0,01223	1,06	0,2892	
AforetAnc	-0,003066	0,01799	-0,17	0,8647	
Aprotect	-0,1084	0,06181	-1,754	0,0794	.
alt_min	0,04197	0,01821	2,304	0,0212	*
LISIEREL	-0,000411	0,000546	-0,752	0,452	

Tableau 5 : Variables les plus importantes selon la modélisation ZI (global). ZI se focalise sur les absences d'observations. Les signes des contributions des variables (Estimate) sont donc inversés par rapport au modèle GLM qui prend en compte les observations.

Zero-Inflated Negative Binomial regression (ZI):

La prise en compte des zéros en surnombre par le modèle ZI met en avant la présence de vergers (RG), de chênaie âgée (Achene), d'espaces protégés (Aprotect) et de l'altitude (alt_min). Selon le modèle ZI, les observations de Lucane sont plus fréquentes lorsqu'il y a moins de vergers, plus de chêne et d'espaces protégés ainsi que des altitudes plus basses.

Prédiction de présence du Lucane cerf-volant

Nous venons de dégager les facteurs environnementaux qui expliquent la distribution du Lucane. En retour, les modèles peuvent prédire des distributions théoriques en recherchant les mailles où ces facteurs prennent des valeurs favorables à l'observation du Lucane. Trois cartes de prédictions ont ainsi été créées, une par modèle. Le modèle RF propose beaucoup plus de mailles où le Lucane pourrait être présent. Les modèles GLM et ZI, plus restrictifs, jouent un rôle de filtre pour finalement ne retenir que 423 mailles de présence potentielle du Lucane cerf-volant (Carte 2). Les prédictions s'accordent nettement avec la distribution observée (Spearman $r_s = 0,41402$, $p < 0,0001$), tandis que 93 mailles avec observations, sur 242, ne sont pas prédites (38,4%).

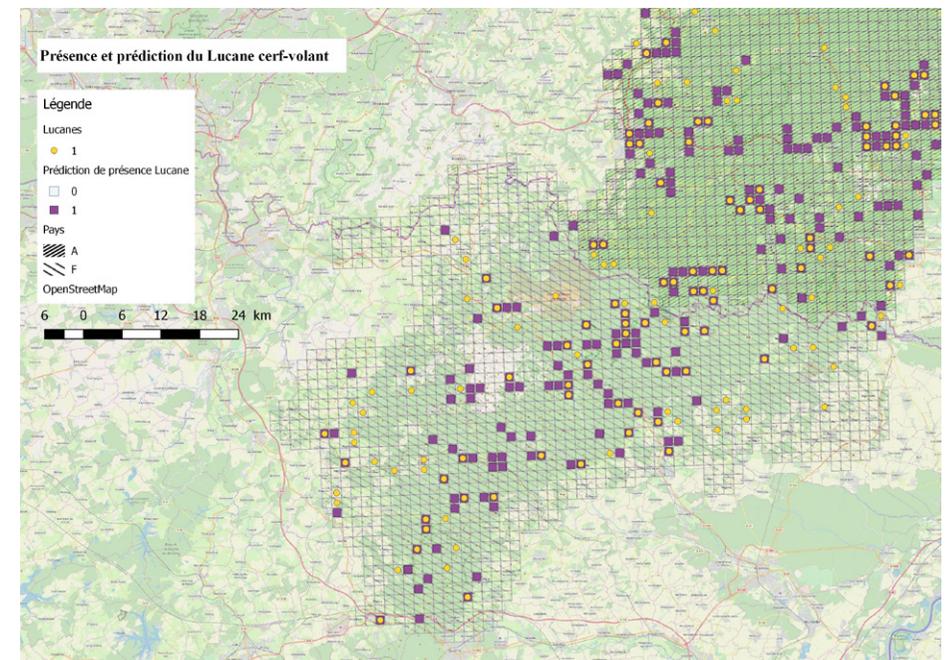
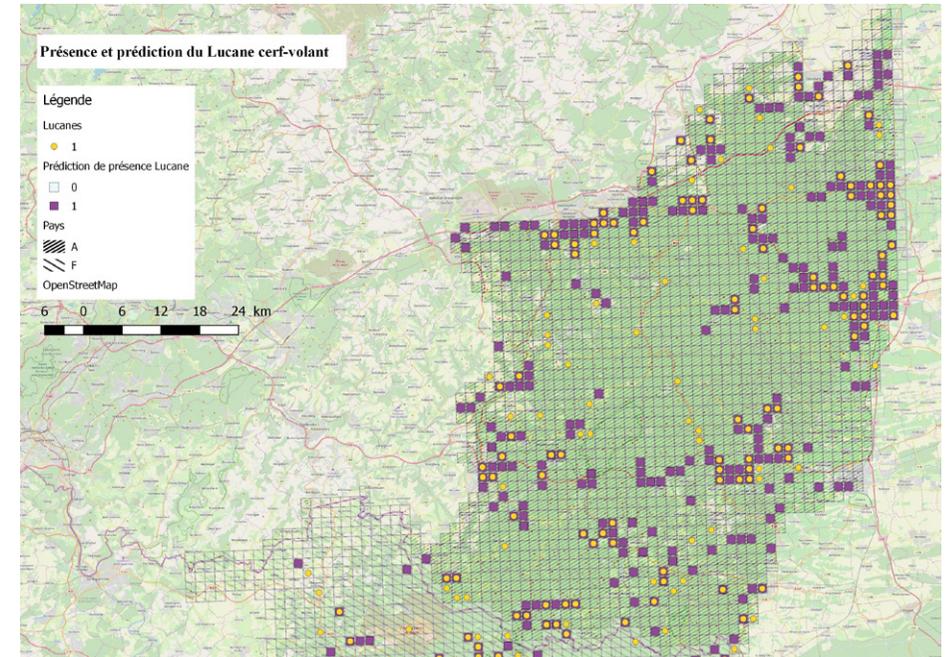
Nous avons comparé les caractéristiques des espaces où le Lucane est prédit avec celles des lieux où la prédiction est nulle (tableau 6). La présence de constructions (ANTH) et de lisières (LISIEREL) affichent des valeurs supérieures dans les espaces où le Lucane est prédit. Cela correspond bien aux résultats précédents.

En revanche, la surface de forêt ancienne (AforetAnc) et de chêne (Achene) prennent des valeurs significativement moins fortes lorsque le Lucane est prédit, ce qui va à l'encontre des résultats du modèle ZI. La forte emprise de la variable ANTH sur les résultats des modèles RF et GLM, et donc au final sur les prédictions, vient expliquer cette situation, ANTH étant inversement corrélée à AforetAnc (Spearman $r_s = -0,48694$, $p < 0,0001$) et plus faiblement à Achene (Spearman $r_s = -0,22713$, $p < 0,0001$).

Les valeurs des surfaces protégées (Aprotect) ne sont pas différentes selon le statut de prédiction de présence de Lucane. Les espaces protégés paraissent ainsi ne pas jouer de rôle vis-à-vis du Lucane. Cela se vérifie même en augmentant artificiellement dans les modèles, les surfaces des espaces protégés actuels de 20 %.

Variable	Valeur moyenne		PERMANOVA		
	Prédiction Lucane = 0	Prédiction Lucane = 1	F	p	Conclusion
ANTH	0,038	0,265	1150	0,0001	Rejet H_0
AforetAnc	59,237	47,289	26,71	0,001	Rejet H_0
Aprotect	11,646	9,846	0,3784	0,546	Non rejet H_0
Aprotect +20 %	16,543	13,826	0,3784	0,577	Non rejet H_0
Achene	5,091	2,150	31,34	0,001	Rejet H_0
Achene +20 %	7,134	3,514	31,34	0,001	Rejet H_0
LISIEREL	760,817	1717,387	319,4	0,001	Rejet H_0
LISIEREL +20 %	912,980	2060,865	319,4	0,001	Rejet H_0

Tableau 6 : Relations entre les variables liées à la gestion selon la prédiction de présence de Lucane. H_0 : les valeurs des variables sont équivalentes que le Lucane soit prédit ou non.



Carte 2 : Prédiction de présence du Lucane cerf-volant : synthèse des 3 prédictions et observations réelle.

Conclusion

Cette étude a rassemblé un important jeu de données regroupant des variables environnementales et des observations de Lucane. Malgré ce travail, le biais contenu dans les données ne permet pas d'orienter avec certitude des démarches de gestion alors que cela est techniquement possible. Les modèles employés permettent de tester en détail des scénarios d'aménagement de la nature, par exemple en augmentant la surface de protection selon une répartition aléatoire ou attenante aux zones déjà existantes ou en faisant varier la proportion d'une essence dans le paysage, l'ouverture du boisement ou encore les longueurs de lisières.

Le principal problème qu'il faut à présent résoudre n'est donc pas statistique mais lié aux données d'observation de Lucane. Une étude conduite dans le sud de l'Angleterre concluait que la présence des Lucanes était d'abord reliée aux jardins dans lesquels les observateurs passent beaucoup de temps (Percy *et al.*, 1999). Dans un autre cas, la densité des chemins et la présence de lacs (auprès desquels le public séjourne) sont les variables les plus pertinentes pour expliquer des observations naturalistes (Tiago *et al.*, 2017).

Dans notre cas, la variable ANTH reflète avant tout la densité des observateurs. Ainsi, nous ne disposons pas de la distribution réelle de l'espèce dans le paysage mais de la carte des zones de contacts entre le Lucane et les observateurs. La nuance est fondamentale vis-à-vis des questionnements en matière de gestion.

Nos données d'observations de Lucanes se caractérisent par la présence d'un très grand nombre de zéros. Les vrais zéros, lorsque l'on est certain que le Lucane est absent de sites qui lui sont favorables, sont les situations importantes à comprendre et à analyser : pourquoi cette absence ? A-t-il disparu dans le passé ? En revanche, les faux zéros doivent être corrigés du mieux possible (échantillonnage qui n'a pas été effectué dans les conditions nécessaires pour détecter le Lucane, compétences des observateurs insuffisantes) (ZUUR *et al.*, 2009). Nos données relèvent surtout d'un problème de prospection. Celles-ci n'ont pas concerné suffisamment certains habitats car elles n'ont pas été homogènes spatialement.

A minima, il faudra disposer de métadonnées relatives au mode d'échantillonnage : connaître les sites prospectés mais sans aucune observation malgré des conditions favorables (mode de recherche, période de l'année) ; connaître les compétences des observateurs (connaissance du Lucane, capacité à le détecter, nombre de sorties effectuées avant de détecter un premier Lucane, etc.) (BIRD *et al.*, 2014 ; GUILLERA-ARROITA, 2017). Ces métadonnées permettraient d'affiner les modélisations à l'aide d'un taux de détection pour chaque observateur ainsi que d'un taux de détectabilité pour le Lucane.

Sur le plan cartographique, une amélioration peut être faite en intégrant un indice de « facilité de prospection » pour chaque espace. Certains, par exemple moins accessibles, verraient leurs données d'observations renforcées dans le modèle par rapport à celles de sites plus accessibles et visités régulièrement. La facilité de prospection pourrait refléter la densité de chemins, la fréquentation des massifs forestiers ou encore la distance aux parkings. Ces données cartographiques n'ont pas encore été rassemblées mais peuvent l'être facilement.

Sur le plan de l'échantillonnage, les efforts à fournir sont importants : plus complet, aléatoire idéalement, visant une prospection sur tous les types d'occupation du sol et de statuts (protégé, forêt ancienne, etc.). Les espaces protégés paraissent en effet actuellement ne jouer qu'un rôle mineur vis-à-vis du Lucane, peut-être du fait d'un défaut de prospection. Le taux global d'observation dont nous disposons est de 6,89 % de la surface (km²) des deux parcs. Pour comparaison, il est d'environ 20 % pour la Belgique (THOMAES *et al.*, 2008) et de 63 % dans le suivi des papillons de Belgique (MAES *et al.*, 2003).

Pour des raisons pratiques de faisabilité (nombre d'observateurs, accessibilité du terrain...), cette nouvelle phase d'échantillonnage ne pourra certainement pas couvrir un grand nombre de mailles. Il semble raisonnable de la limiter en-deçà des 13 % qui nous séparent de l'étude belge (soit 457 mailles à prospecter). Il est possible de calibrer les modèles sur de petites séries de mailles bien échantillonnées puis d'appliquer les modèles au jeu de données complet. Cette stratégie est classiquement recommandée pour des problématiques comme la nôtre (MAES *et al.*, 2003 ; MACKENZIE, 2005).

De plus, le fait de répéter les mesures sur une petite série de maille permettra de mieux calculer le taux de détectabilité du Lucane, ce qui est difficile avec des observations ponctuelles. Pour alléger le temps de prospection, la répétition des observations peut être stoppée dès que le Lucane est détecté une première fois dans la maille.

Des réseaux d'observateurs de Lucane ayant été mis en place au cours de notre étude, ils pourraient contribuer aux nouvelles campagnes de prospection, avec un protocole dont le cadre général pourrait être le suivant. Ainsi, il serait possible de réaliser des sessions d'observations impliquant plusieurs personnes au sein de zones géographiques limitées mais qui seront bien prospectées (dates optimales, même contexte climatique, temps de prospection connu, etc.). Ces secteurs devront être choisis loin des villes et villages (> 2 km) et inclure des contextes variés. Cela permettra en plus, de créer une animation de type évènementiel autour de ces recherches et de communiquer sur le programme Lucane.

Remerciements

Ce travail a été financé par le Programme LIFE Biocorridors - 14 NAT/FR/000290. Les auteurs remercient vivement les personnes impliquées dans ce projet : J.-C. Génot, S. Hoos, P. Migraine, N. Carmau, S. Morelle, C. Kimmel, R. Saurat, J. Büse, A. Thomaes, V. Demets, F. Matt, ainsi que les nombreux observateurs qui ont patiemment fait part de leurs découvertes de Lucane cerf-volant dont l'association OPIE et son programme de suivi du Lucane sur la France entière et le MNHN via le récent Système d'Information sur la Nature et le Patrimoine.

Bibliographie

BARAUD J. 1993. Les Coléoptères Lucanoidea de l'Europe et du Nord de l'Afrique. *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon* 62 (2) : 42–64.

BIRD T.J., BATES A.E., LEFCHECK J. S., HILL N.A., THOMSON R.J., EDGAR G.J., STUART-SMITH R.D., WOTHERSPOON S., KRKOSEK M., STUART-SMITH J.F., PECL G.T., BARRETT N. & FRUSHER S. 2014. Statistical solutions for error and bias in global citizen science datasets. *Biological Conservation* 173 : 144–54.

CUTLER A., CUTLER D.R. & STEVENS J.R. 2012. Random Forests. In ZHANG C. & MA Y. (Eds) 2012. Ensemble Machine Learning : pp. 157–175.

BRUCIAMACCHIE M. & DEMETS V. 2017. Audit du réseau actuel d'îlots de sénescence Propositions d'évolution. *Ann. Sci. Rés. Bios. Trans. Vosges du Nord-Pfälzerwald* 19 (2017-2018) : 16-40. .

GLASER F.F. & HAUKE U. 2004. Historisch Alte Waldstandorte Und Hudewälder in Deutschland: Ergebnisse Bundesweiter Auswertungen. Ed. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 193 p. + CD-ROM.

GUILLERA-ARROITA G. 2017. Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. *Ecography* 40 (2) : 281–95.

HAMMER Ø. 2017. PAST - PALaeontological STATistics, Version 3.18. Reference Manual. Ed. Natural History Museum & University of Oslo. Oslo. 259 p.

MACKENZIE D.I. 2005. Was it there? Dealing with imperfect detection for species presence/absence data. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 47 (1) : 65–74.

MAES D., GILBERT M., TITEUX N., GOFFART P. & DENNIS R.L. 2003. Prediction of butterfly diversity hotspots in Belgium: a comparison of statistically focused and land use-focused models. *Journal of Biogeography* 30 (12) : 1907–1920.

PAULIAN R. & BARAUD J. 1982. Faune des Coléoptères de France II, Lucanoidea et Scarabaeoidea. Lechevalier, Paris. 473 p.

PERCY C., BASSFORD G. & KEEBLE V. 1999. Stag Beetles. Findings of the 1998 National Survey. Ed. People's Trust for Endangered Species. London. 55 p.

RINK M. 2006. Der Hirschkäfer *Lucanus cervus* in der Kulturlandschaft: Ausbreitungsverhalten, Habitatnutzung und Reproduktionsbiologie im Flusstal. Universität Koblenz-Landau. 155 p.

RINK M. & SINSCH U. 2011. Warm summers negatively affect duration of activity period and condition of adult stag beetles (*Lucanus cervus*). *Insect Conservation and Diversity* 4 (1) : 15–22.

SPRECHER-UEBERSAX E. 2008. The Stag Beetle *Lucanus cervus* (Coleoptera, Lucanidae) in Art and Mythology. *Revue d'Ecologie (Terre Vie) Supplément* 10 : 153–159.

THOMAES A. 2008. Onderzoek en monitoring van het Vliegend hert [Study and Monitoring of the Stag Beetle]. INBO.R.2008.2. Instituut Natuur- en Bosonderzoek. Brussel. 24 p. https://data.inbo.be/purews/files/719538/Thomaes_2008_OnderzoekMonitoringVliegendHert.pdf

THOMAES A. 2009. A protection strategy for the stag beetle (*Lucanus cervus* (L., 1758), Lucanidae) based on habitat requirements and colonisation capacity. *Proceedings of the 5th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxyllic Beetles*. Pensoft Publishers : 149–160.

THOMAES A., CAMMAERTS R., KERVYNZ T., BECK O. & CREVECOEUR L. 2010. Distribution and site preferences of the stag beetle, *Lucanus cervus* in Belgium (Coleoptera: Lucanidae). *Bulletin SRBE/KBVE* 146 : 33–46.

THOMAES A., KERVYN T. & MAES D. 2008. Applying species distribution modelling for the conservation of the threatened saproxyllic Stag Beetle (*Lucanus cervus*). *Biological conservation* 141 (5) : 1400–1410.

TIAGO P., CEIA-HASSE A., MARQUES T.A., CAPINHA C. & PEREIRA H.M. 2017. Spatial distribution of citizen science casuistic observations for different taxonomic groups. *Scientific Reports* 7 : 128-132.

TYRE A.J., TENHUMBERG B., FIELD S.A., NIEJALKE D., PARRIS K., POSSINGHAM H.P. 2003. Improving Precision and Reducing Bias in Biological Surveys: Estimating False-Negative Error Rates. *Ecological Applications* 13 (6) : 1790–1801.

ZEILEIS A., KLEIBER C. & JACKMAN S. 2008. Regression Models for Count Data in R. *Journal of Statistical Software* 27 (8) : 1–25.

ZUUR A.F., IENO E.N., WALKER N.J., SAVELIEV A.A. & SMITH G.M. (Eds.) 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Ed. Springer. New York. 574 p.

Keine Chance für die Eiche – Biodiversität und Baumartenentwicklung im Naturwaldreservat Adelsberg-Lutzelhardt (Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen)¹

Steffi HEINRICHS (1), Michaela DÖLLE (1),
Patricia BALCAR (2), Wolfgang SCHMIDT (1)

(1) Abt. Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen
Georg-August-Universität Göttingen Büsingenweg 1D-37077 Göttingen
(2) Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz
Ref. Ökologische Waldentwicklung Hauptstr. 16 D-67705 Trippstadt

Zusammenfassung :

Naturwaldreservate (NWR) dienen der Erforschung der natürlichen Entwicklung von Wäldern nach Aufgabe der forstlichen Nutzung und liefern Referenzwerte für die Waldbewirtschaftung und den Naturschutz. Im NWR Adelsberg-Lutzelhardt (Südlicher Pfälzerwald) zeigen Bestände mit hohen Eichen- und Nadelholzanteilen im Vergleich mit buchendominierten Beständen einen höheren Artenreichtum in der Bodenvegetation. Ohne Nutzung entwickeln sich die eichen- und nadelholzreichen Bestände langsam in naturnähere Buchenwälder, da in der Verjüngung die Buche dominiert, dies auch innerhalb einer gezäunten Kernfläche. Eichenwälder als Kulturhabitate mit ihrer hohen Diversität zu erhalten, ist daher ohne gezielte waldbauliche Maßnahmen nicht möglich.

Schlüsselwörter : Naturwaldreservat, Traubeneiche, *Quercus petraea*, Buche, *Fagus sylvatica*, Bodenvegetation, Baumarten-Konkurrenz, Lichtökologie

Resumé:

Les réserves forestières naturelles (Naturwaldreservate/NWR) sont utilisées pour étudier le développement naturel des forêts après abandon de leur exploitation; elles fournissent des valeurs de référence pour la gestion des forêts et la conservation de la nature. Dans le NWR Adelsberg-Lutzelhardt (le sud de la forêt du Palatinat), les peuplements à forte proportion de chênes et de résineux montrent une plus grande biodiversité dans la végétation au sol que les peuplements dominés par des hêtres. Sans exploitation, les peuplements riches en chênes et résineux se transforment lentement en forêts de hêtres plus naturelles, puisque le hêtre domine dans la régénération, même dans

une zone centrale clôturée. Les forêts de chênes sont des habitats favorisés par l'homme et néanmoins d'une grande biodiversité, leur préservation passe par la mise en oeuvre de mesures sylvicoles ciblées.

Mots clefs : Réserve forestière naturelle, Chêne sessile, *Quercus petraea*, *Fagus sylvatica*, Végétation au sol, compétition entre espèces d'arbres, écologie de la lumière

Abstract :

Natural forest reserves (NWR) are used to study the natural development of forests after forestry activities have been abandoned and to provide reference data for forest management and nature conservation. The ground vegetation in wooded areas containing a high proportion of oak and coniferous trees comprises a wider variety of species than areas dominated by beech in the Adelsberg-Lutzelhardt NWR (Southern Palatinate Forest). Without management, wooded areas rich in oak and coniferous species slowly develop into more natural beech forests, as beech is dominant in terms of regeneration, even within a fenced core zone. It is therefore not possible to maintain oak forests as cultural habitats with their high diversity without targeted silvicultural measures.

Key words : natural forest reserves, durmast oak, *Quercus petraea*, beech, *Fagus sylvatica*, ground vegetation, tree species / competition, light ecology

Einleitung

Rheinland-Pfalz besitzt nach der letzten Bundeswaldinventur 2012 neben dem Saarland mit 20 % die höchsten Eichenanteile an der Holzbodenfläche unter den Bundesländern (Thünen-Institut, 2017). Eichen aus dem Pfälzerwald werden neben den Spessart-Eichen als Fass-, Furnier- und Sägeholz besonders hochgeschätzt. Gleichzeitig genießen die Eichen einen hohen Stellenwert im Naturschutz: Im Vergleich verschiedener Baumarten weisen Eichen eine sehr hohe Artendiversität auf; vor allem in der Insektenfauna, die die Kronen und das Totholz besiedelt, aber auch die Krautschicht ist in Eichenwäldern im Vergleich etwa zu Buchenwäldern sehr viel artenreicher. Dementsprechend sind auch im europäischen Schutzgebietsnetz Natura 2000 nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie vier Wald-Lebensraumtypen mit Eichen als Hauptbaumarten besonders geschützt (Drachenfels, 2016 ; SsyMaNk, 2016).

Eichenwälder zu erhalten, steht häufig im Konflikt mit dem Konzept einer möglichst störungsarmen, naturnahen oder naturgemäßen Waldwirtschaft, aber auch mit dem Leitbild der potenziell natürlichen Vegetation und der Naturnähe (Müller-Kroehling, 2013). Wichtige Referenzwerte für die Waldbewirtschaftung und den Naturschutz können dabei langfristige Untersuchungen in Naturwaldreservaten (NWR) liefern,

1. Wir danken dem Deutschen Landwirtschaftsverlag GmbH in München für die freundliche Genehmigung zum Abdruck des in der AFZ-Der Wald Nr. 9/2018, S. 29-32 erschienenen Originalartikels in dieser Ausgabe

indem sie nach Aufgabe der forstlichen Nutzung Veränderungen in der Biodiversität, aber auch Verschiebungen in der Baumartenzusammensetzung dokumentieren (DÖLLE *et al.*, 2013 ; Heinrichs & Schmidt, 2013 ; MEYER *et al.*, 2016 ; Schmidt & Heinrichs, 2016). Besonders gut geeignet sind NWR, die nicht nur eichenreiche, sondern auch naturnahe Buchenwälder oder naturferne Nadelwälder aufweisen, da sie eine vergleichende Betrachtung der Entwicklung unter einheitlichen standörtlichen Bedingungen ermöglichen. Dies trifft für das NWR Adelsberg-Lutzelhardt im grenzüberschreitenden Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen zu.

1. Das Naturwaldreservat Adelsberg-Lutzelhardt

Auf kleiner Fläche (2,5 ha) wurde das NWR bereits 1976 aus der Nutzung genommen, in seiner heutigen Ausdehnung mit 192 ha auf deutscher Seite besteht es seit 1999, mit dem Gebiet auf französischer Seite umfasst es insgesamt 400 ha. Im Wuchsbezirk „Südlicher Pfälzerwald“ herrscht ein kühlgemäßigtes Hügellandklima mit relativ langer Vegetationszeit vor (mittlere Jahrestemperatur 8,8 °C, jährliche Niederschlagssumme 926 mm). Auf den basenarmen, skelettreichen, z.T. podsoligen Braunerden des Hauptbuntsandsteins sind bodensaure Buchenwälder (*Luzulo-Fagetum*) die potentiell natürliche Vegetation. Die forstliche Nutzung in der Vergangenheit hat aber dazu geführt, dass im deutschen Teil des NWR nicht die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*), sondern Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Trauben-Eiche (*Quercus petraea*) dominieren (BALCAR, 2008). Als Besonderheit tritt die Beimischung der autochthonen Winter-Linde (*Tilia cordata*) in Eichen-Beständen auf, die bereits 1976 zur Ausweisung des NWR mit einer gezäunten Kernfläche (KF) geführt hat. Diese KF wurde in den Jahren 2000 und 2016 vegetationskundlich auf insgesamt 29 Teilflächen (je 400 m²) aufgenommen. Im Jahr 2004 wurden für das gesamte NWR in einem 100x200 m-Raster Gitternetzpunkte (GNP) je 0,1 ha Größe angelegt, in denen auf kleineren Dauerflächen (je 314 m²-Probekreise) die Vegetation in den Jahren 2006 und 2016 aufgenommen wurde. Getrennt nach Baum-, Strauch-, Kraut- und Mooschicht wurden jeweils die Deckungsgrade (in %) der unterschiedlichen Vegetationsschichten als auch aller vorkommenden Pflanzenarten innerhalb der Schichten erfasst.

Die Darstellung der Ergebnisse konzentriert sich hier auf die Veränderungen in der Artendiversität der Gefäßpflanzen und bodenbewohnenden Moose sowie auf Verschiebungen im Vorkommen und in der Dominanzstruktur der Baumarten im Vergleich der Aufnahmejahre. Bei der Auswertung der Vegetationsdaten der 94 GNP mit Hilfe einer Cluster-Analyse kristallisierten sich an Hand der Aufnahmen von 2006 drei Vegetationsgruppen heraus, die im Vergleich mit den Aufnahmen von 2016 beibehalten wurden (Abb. 1) :

- GNP mit hohem Nadelholz-Anteil (n=23)
- Eichendominierte GNP (n=28)
- Buchendominierte GNP (n=43)

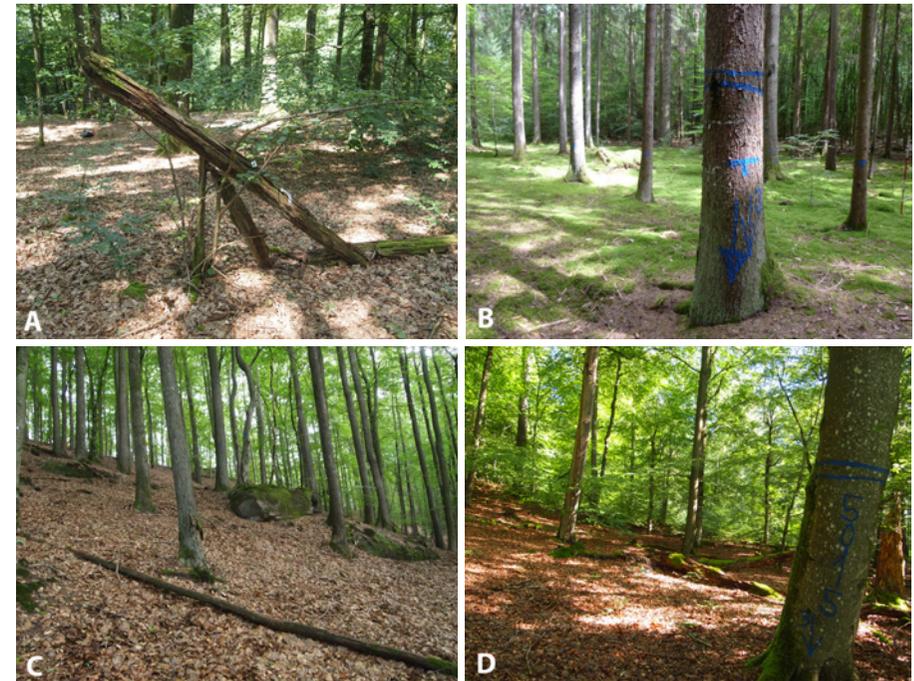


Abb. 1 : Aufnahmeflächen im Sommer 2016 – A) Kernfläche, B) nadelholzreicher GNP, C) eichendominierter GNP und D) buchendominierter GNP im NWR Adelsberg-Lutzelhardt. Fotos: Michaela Dölle, Steffi Heinrichs.

2. Veränderungen in der Artendiversität der Gefäßpflanzen und Moose

In der KF nahm die Artenzahl in der Baum- und Strauchschicht im Zeitraum von 2000 bis 2016 signifikant zu, während sie in der Kraut- und Mooschicht zurückging (Abb. 2). Insgesamt ergab sich daraus ein Rückgang in der Gesamtartenzahl. Die Entwicklung der nadelholzreichen GNP von 2006 bis 2016 zeichnete sich durch eine leichte, aber signifikante Zunahme in der Baumschichtartenzahl sowie der Zahl der Arten in der Mooschicht aus. Daraus resultierte auch eine Zunahme der Gesamtartenzahl. In den eichendominierten GNP konnte ebenfalls ein leichter Anstieg der Artenzahl in der Baumschicht festgestellt werden, während die übrigen Artenzahlen stabil blieben. In den 43 buchendominierten GNP veränderten sich die Artenzahlen weder in den einzelnen Vegetationsschichten noch insgesamt.

Im Vergleich der Artenzahlen der verschiedenen Vegetationsgruppen zeigt sich ein Gradient von den buchendominierten Plots mit den geringsten Artenzahlen, vor allem in der Krautschicht, zu den GNP mit hohem Nadelholzanteil mit den höchsten Artenzahlen. Die Artenzahlen der eichendominierten GNP entsprechen dabei den Zahlen in der ebenfalls eichendominierten (gezäunten) KF.

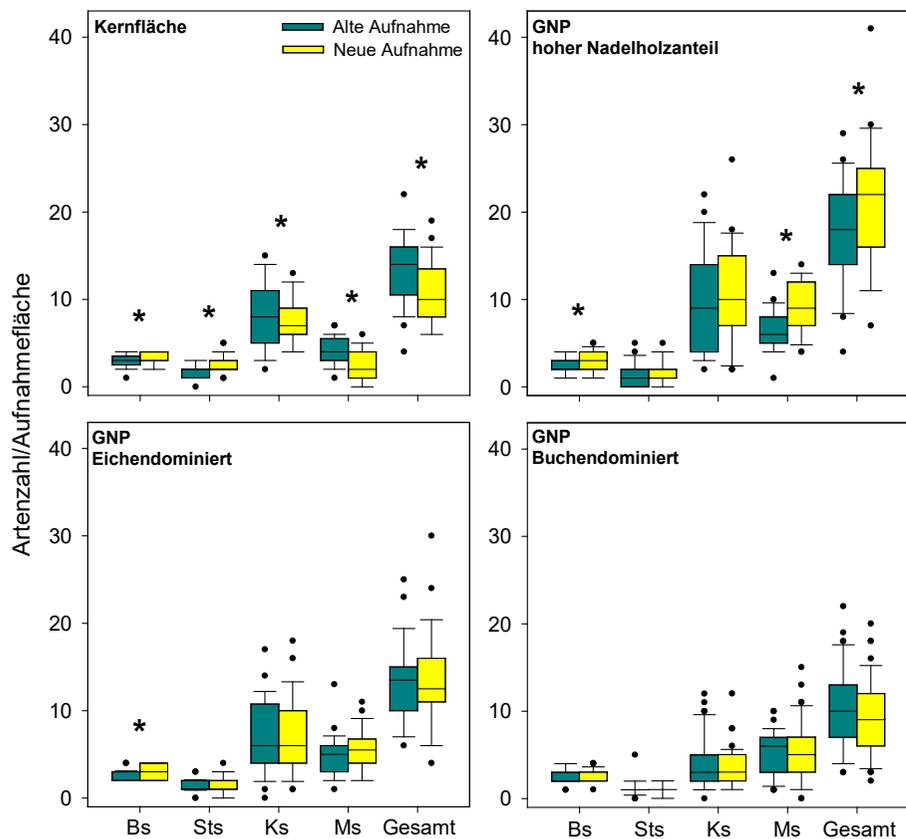


Abb. 2 : Boxplots der Artenzahlen in den Vegetationsschichten Baumschicht (Bs; Gehölze > 5 m), Strauchschicht (Sts, Gehölze > 0,5 ≤ 5 m), Krautschicht (Ks, krautige Arten und Gehölze ≤ 0,5 m) und Mooschicht (Ms, bodenbewohnende Moose) in der Kernfläche (n=29, 400 m²) in den Aufnahmejahren 2000 (cyan) und 2016 (gelb) und in den GNP (je 314 m²) mit hohem Nadelholzanteil (n=23) sowie den Eichen- (n=28) und buchendominierten GNP (n=43) in den Aufnahmejahren 2006 (cyan) und 2016 (gelb). * markiert signifikante Unterschiede zwischen alter und neuer Aufnahme (Wilcoxon-Rangsummen-Test, p < 0,05).

3. Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung

Das NWR Adelsberg-Lutzelhardt ist vor allem auf Grund seiner forstlichen Behandlung in der Vergangenheit auch heute noch ausgesprochen baumartenreich. In der Baumschicht waren sowohl bei der ersten Aufnahme in den Jahren 2000 bzw. 2006 als auch bei der aktuellen Aufnahme im Jahr 2016 die von Natur aus vorhandenen Arten Rot-Buche und Trauben-Eiche in allen Vegetationsschichten vertreten (Tab. 1). Winter-Linde und Hainbuche (*Carpinus betulus*) konzentrierten sich in der Baum- und Strauchschicht auf

die KF, kamen aber auch in der Krautschicht der GNP immer wieder vereinzelt vor. Von den bestandesbildenden Nadelbaumarten waren Fichte (*Picea abies*) und Wald-Kiefer am häufigsten und dominierten die nadelholzreichen GNP neben vereinzelt Vorkommen in den Eichen- und Buchen-GNP. In der KF fehlten sie. Dies gilt auch für die im südlichen Pfälzerwald als heimisch angesehene Weißtanne (*Abies alba*), die neben den nadelholzreichen GNP auch in den eichendominierten GNP höhere Stetigkeiten in der Krautschicht erreichte und dort z.T. auch in die Strauchschicht einwachsen konnte. Sie wurde jedoch so stark vom Wild verbissen, dass eine stärkere Beteiligung an der nächsten Baumgeneration nicht zu erwarten ist. Die nicht-heimischen Baumarten Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus*) traten ebenfalls überwiegend in der Baumschicht der nadelholzreichen GNP auf. Dort konnten sich diese Arten auch verjüngen, jedoch bisher nicht in die Strauchschicht einwachsen. Einzelvorkommen beider Arten in der Baumschicht wurden in den buchendominierten GNP erfasst, jedoch ohne Vorkommen in den unteren Vegetationsschichten. Häufigste Nadelbaumart in der Verjüngung war die Fichte, während Verjüngung der Wald-Kiefer nur noch sehr vereinzelt auftrat. Typische Pionierbaumarten wie Hänge-Birke (*Betula pendula*) oder Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) hatten ebenfalls nur geringe Vorkommen. Häufiger trat dagegen die Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*) als Neophyt in der Strauch- und Krautschicht auf.

Im Vergleich der Jahre 2000 und 2016 haben in der KF Trauben-Eiche und Rot-Buche in der Baumschicht zugenommen. Im Jahr 2016 waren zudem Trauben-Eichen und Winter-Linden in der Krautschicht stärker vertreten als im Jahr 2000. Der Anteil der Hainbuche in der Strauchschicht ist zurückgegangen. Dies ist auf das Einwachsen in die Baumschicht zurückzuführen und erklärt den hier erhöhten Deckungsgrad.

In den nadelholzdominierten GNP haben Fichte und Wald-Kiefer ihre hohen Anteile am Deckungsgrad der Baumschicht von 2006 auch 2016 beibehalten. Die Rot-Buche konnte im Deckungsgrad der Baum- und Strauchschicht dagegen signifikant zunehmen. Dies gilt auch für die eichendominierten GNP, in denen außerdem ein signifikanter Rückgang des Deckungsgrads der Trauben-Eiche in der Baumschicht zu verzeichnen war. Gleichzeitig nahm hier die Fichte im Vergleich zu 2006 in der Baumschicht signifikant zu. In den buchendominierten GNP fällt zunächst der geringe, aber signifikante Rückgang der Buche im Deckungsgrad der Baumschicht auf, der sich auf einzelne Lücken, möglicherweise aber auch auf einen höheren Kronenverlichtungsgrad (Mastjahr) im Vergleich zu den Vorjahren zurückführen lässt (BMEL, 2007). Die Eichen- und Nadelholzanteile blieben praktisch unverändert. In der Verjüngung erreichten jedoch nur Rot-Buche und Fichte die Strauchschichthöhe.

Sowohl in der KF als auch an den GNP war die Eichen-Verjüngung in der Krautschicht 2016 häufiger und deckungsstärker als 2006. Die Strauchschicht, also Höhen > 0,5 m, erreichte die Trauben-Eiche aber selbst in der gezäunten KF nur ausnahmsweise, an den ungezäunten GNP wurde sie in dieser Vegetationsschicht überhaupt nicht erfasst.

	KF (n=29)		NH-GNP (n=23)		Ei-GNP (n=28)		Bu-GNP (n=43)	
	2000	2016	2006	2016	2006	2016	2006	2016
Baumschicht (> 5 m)								
Rot-Buche	72 ¹⁷	86 ³¹	57 ¹⁴	61 ¹⁸	61 ¹⁰	89 ²⁸	100 ⁷⁵	100 ⁶⁷
Trauben-Eiche	86 ³²	97 ⁴¹	13 ²	26 ⁴	100 ⁷²	100 ⁶⁴	84 ⁴¹	86 ⁴²
Winter-Linde	93 ²⁸	93 ²⁹			7 [*]	11 ¹	12 ¹	12 ²
Hainbuche	45 ⁵	66 ⁹			7 ³	11 ²	2 [*]	2 [*]
Fichte			87 ⁴⁰	91 ⁴⁰	25 ²	32 ⁵	19 ²	19 ²
Wald-Kiefer			65 ¹⁹	65 ¹⁸	39 ¹¹	43 ¹²	23 ⁴	28 ⁵
Douglasie			13 ⁹	13 ¹¹			5 ¹	2 ¹
Weißtanne			4 [*]	9 ²				
Weymouth-Kiefer			4 [*]	9 ¹			2 [*]	2 [*]
Hänge-Birke					7 ¹	7 ²	9 [*]	
Strauchschicht (0,5-5 m)								
Winter-Linde	66 ¹	86 ²						
Hainbuche	34 ²	21 ¹				4 [*]		
Rot-Buche	72 ⁷	93 ⁷	61 ³	83 ⁴	93 ⁴	89 ⁷	86 ⁵	84 ⁴
Fichte	3 [*]	7 [*]	30 ¹	30 ¹	25 ¹	29 ²	19 [*]	21 [*]
Trauben-Eiche		7 [*]						
Wald-Kiefer			13 [*]	9 ¹				
Späte Traubenkirsche			9 [*]	13 [*]		4 [*]		
Weißtanne			4 [*]	4 [*]	4 [*]	11 ¹	2 [*]	2 [*]
Krautschicht (< 0.5 m)								
Wald-Kiefer	14 [*]		9 [*]	4 [*]	7 [*]	4 [*]		
Trauben-Eiche	93 [*]	100 ²	70 [*]	91 [*]	82 [*]	100 ¹	65 [*]	100 ¹
Rot-Buche	86 ¹	66 ¹	83 [*]	70 [*]	86 [*]	75 [*]	77 [*]	53 [*]
Winter-Linde	66 [*]	93 [*]	9 [*]	22 [*]	4 [*]	18 [*]	9 [*]	9 [*]
Hainbuche	38 [*]	52 [*]	13 ⁺	22 [*]	4 [*]	11 ⁺	2 [*]	5 [*]
Fichte		7 [*]	70 [*]	52 [*]	32 [*]	32 [*]	19 [*]	7 [*]
Weißtanne		7 [*]	39 [*]	48 [*]	18 [*]	21 [*]	7 [*]	7 [*]
Späte Traubenkirsche			13 [*]	26 [*]	7 [*]	14 [*]	2 [*]	7 [*]
Weymouth-Kiefer			9 [*]	9 [*]				
Douglasie			4 [*]	9 [*]				
Mehlbeere			9 [*]	9 [*]	7 [*]			
Vogelbeere			4 [*]	9 [*]		7 [*]	2 [*]	2 [*]

Tab. 1 : Frequenz (Stetigkeit in %) und mittlerer Deckungsgrad (%; hochgesetzt, + = < 0,5%) der Baumarten in den Vegetationsschichten der KF und in den GNP (NH: nadelholz-, Ei: eichen-, Bu: buchendominiert) im Vergleich der beiden Aufnahmejahre. Baumarten wurden aufgeführt, wenn sie je Vegetationsschicht und Aufnahmejahr in mindestens zwei Aufnahmeflächen vorkamen. Im Vergleich der beiden Aufnahmejahre sind Arten mit signifikanter Zunahme im Deckungsgrad blau, mit signifikanter Abnahme orange markiert (Wilcoxon-Rangsummen-Test, $p < 0,05$).

^a Einzelvorkommen – Baumschicht : Späte Traubenkirsche (NH-GNP, 2006 & 2016); Strauchschicht: Weymouth-Kiefer (Bu-GNP, 2006), Vogel-Kirsche (NH-GNP, 2006); Krautschicht: Berg-Aborn (NH-, Ei-, Bu-GNP 2006; NH-, Bu-GNP 2016), Hänge-Birke (KF 2000, NH-, Bu-GNP 2006; NH-, Ei-GNP 2016), Esskastanie (NH-GNP 2016)

Fazit

NWR dienen der Erforschung der natürlichen Entwicklung von Wäldern nach Aufgabe der forstlichen Nutzung. Ein langfristiges Monitoring auf Dauerflächen soll u.a. die Entwicklung der Biodiversität und der Waldstruktur unter den sich ändernden Umwelteinflüssen dokumentieren und somit Referenzwerte für die Waldbewirtschaftung und den Naturschutz liefern (DÖLLE *et al.*, 2013 ; Heinrichs & Schmidt, 2013 ; MEYER *et al.*, 2016 ; Schmidt & Heinrichs, 2016). Das NWR Adelsberg-Lutzelhardt bietet mit seinen naturnahen Buchenwäldern, Buchen-Eichen-Mischbeständen und nadelholzreichen Flächen eine sehr hohe Baumartenvielfalt mit der Möglichkeit, deren Entwicklung ohne den Einfluss der Bewirtschaftung vergleichend durch Aufnahmen in einer KF und in systematisch verteilten GNP zu betrachten.

Die Diversitätsveränderungen bei den Gefäßpflanzen und bodenbewohnenden Moosen fallen über die letzten 10 bis 15 Jahre für das gesamte NWR gering aus. Generell lässt sich im NWR Adelsberg-Lutzelhardt eine langsame gerichtete Entwicklung hin zur Rot-Buche und damit zu naturnäheren Bedingungen feststellen. Besonders in der KF und den nadelholzreichen und eichendominierten GNP hat die Rot-Buche in der Baumschicht zugenommen und wesentlich zu höheren Bestandesdichten beigetragen. In der KF hat die geringere Lichtverfügbarkeit bereits zu einem Rückgang der Artenzahlen und damit auch zu einer homogeneren Vegetationszusammensetzung geführt (Heinrichs & Schmidt, 2017 ; MÖLDER *et al.*, 2014). Auffällig im gesamten NWR war der hohe Anteil von Eichensämlingen bei der jüngsten Aufnahme im Jahr 2016 als Ergebnis eines vorangegangenen Eichenmastjahres. Auch 1996 und 2006, in denen waldkundliche Aufnahmen in der KF erfolgten, waren Eichensämlinge in der Verjüngung dominant. In beiden Jahren handelte es sich um Eichenmastfolgejahre (BALCAR, 2008). Eine erfolgreiche Etablierung und ein Einwachsen in die Strauchschicht blieben jedoch auch unter Wildausschluss aus, so dass für die Trauben-Eiche nicht allein die Beliebtheit bei Rot- und Rehwild, sondern vor allem die geringe Lichtverfügbarkeit limitierend ist (Annighöfer *et al.*, 2015). Die höhere Verjüngung wird auch im Zaun von der Rot-Buche dominiert, die aufgrund ihrer Schattenverträglichkeit in der Jugend den anderen Baumarten überlegen ist und ihren Anteil an der Baumschicht auch in Zukunft weiter vergrößern wird. Untersuchungen in NWR mit großflächigen Störungen durch Windwurf und Eisbruch zeigen auch, dass selbst bei starken Auflichtungen und Ausschluss des Schalenwildes die Eichen kaum eine Chance haben, wenn in der Verjüngung auch reichlich Rot-Buche vorhanden ist (Heinrichs & Schmidt, 2013 ; MEYER *et al.*, 2016). Eichenwälder mit ihrer hohen Diversität zu erhalten, ist daher ohne gezielte waldbauliche Maßnahmen nicht möglich. Eine angepasste Schalenwildpopulation kann sich, v.a. bei Verzicht auf Verbisschutzmaßnahmen, positiv auf die Verjüngung von Eichen (und auch der Weißtanne) auswirken. Ohne ausreichende Lichtverfügbarkeit wird diese Maßnahme jedoch, wie diese und andere Untersuchungen belegen, für die lichtbedürftigen Eichen nicht ausreichen (Annighöfer *et al.*, 2015 ; DÖLLE *et al.*, 2013 ; Müller-Kroehling, 2013 ; Schmidt & Heinrichs, 2016).

Literatur

ANNIGHÖFER P., BECKSCHÄFER P., VORT T. & AMMER C. 2015. Regeneration patterns of European oak species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in dependence of environment and neighborhood. *PLoS ONE* 10(8): e0134935.

BALCAR P. 2008. Waldstrukturen im grenzüberschreitenden Naturwaldreservat Adelsberg-Lutzelhardt. *Ann. Sci. Rés. Bios. Trans. Vosges du Nord – Pfälzerwald* 14 : 27-45.

BMEL. 2007. Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2016. (<https://www.bmel.de/DE/Wald-Fischerei/Waelder/texte/Waldzustandserhebung.html#doc3617160bodyText2>; letzter Zugriff 04.12.2017)

DÖLLE M., HEINRICHS S., SCHMIDT W. & SCHULTE U. 2013. Zwischen Anspruch und Wirklichkeit – die Entwicklung der Naturwaldzelle „Am Sandweg“, ein Eichen-Hainbuchenwald in einem FFH-Gebiet der Niederrheinischen Bucht. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 06 : 1-12.

DRACHENFELS O. V. 2016. Eichenwald-Lebensraumtypen in Deutschland. *AFZ-Der Wald* 20 : 20-23.

HEINRICHS S. & SCHMIDT W. 2013. Windwurf und Eisbruch im Buchenwald: eine Chance für Eiche und andere Baumarten? Ergebnisse aus vier Naturwaldreservaten. *Forstarchiv* 84 : 171-183.

HEINRICHS S. & SCHMIDT W. 2017. Biotic homogenization of herb layer composition between two contrasting beech forest communities on limestone over 50 years. *Applied Vegetation Science* 20 : 271-281.

MEYER P., BLASCHKE M., SCHMIDT M., SUNDERMANN M. & SCHULTE U. 2016. Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFH-Lebensraumtypen in Naturwaldreservaten? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 : 5-14.

MÖLDER A., STREIT M. & SCHMIDT W. 2014. When beech strikes back – How strict nature conservation reduces herb-layer diversity and productivity in Central European deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 319: 51-61.

MÜLLER-KROEHLING S. 2013. Eichenwald-Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie in ; Deutschland – drängende Fragen und mögliche Ansätze für ein Konzept zur Erhaltung und Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 131 : 199-207.

SCHMIDT W. & HEINRICHS S. 2016. Struktur und Artenreichtum der Vegetation in Naturwaldreservaten von Rheinland-Pfalz – Einfluss von Schalenwild und früherer Bewirtschaftung. *Forstarchiv* 87 : 182-193.

SSYMANK A. 2016. Biodiversität und Naturschutz in Eichen-Lebensraumtypen. *AFZ-Der Wald* 20 : 10-13.

THÜNEN-INSTITUT. 2017. Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank (<https://bwi.info/>; letzter Zugriff. 28.11.2017).

Effekte einer großflächigen Jagdruhe auf die holzige Vegetation im Pfälzerwald

Ulf HOHMANN (1), Ulf HETTICH (1), Cornelia EBERT (2)
& Ditmar HUCKSCHLAG (1)

(1) Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Hauptstrasse 16

D-67705 Trippstadt

(2) Rambachstrasse 16, D-67661 Kaiserslautern

Zusammenfassung :

Im deutschen Teil des Biosphärenreservats Pfälzerwald/Nordvogesen wird in den 20 Kernzonen keine Jagd (Ausnahme Schwarzwild) ausgeübt. Am Beispiel der 2.400 ha umfassenden Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ und einer 7.600 ha forstlich genutzten Umgebungsfläche wurden vorrangig die Rotwildpopulation, die Höhe der Wildschäden an der holzigen Vegetation sowie die Jagdpraxis bereits seit 2008 jährlich untersucht. Die Jagd ruht im Untersuchungsgebiet „Quellgebiet der Wieslauter“ seit 2013. Im gesamten Untersuchungsgebiet sanken ab 2013 die Erlegungsraten beispielsweise beim Rotwild von 1,25 pro 100 ha auf 0,9 bezogen auf die Gesamtfläche von 10.000 ha. Der Wildbestand zeigte hinsichtlich Verteilung (Losungskartierung), Struktur (Scheinwerferzählung, Streckenvermessungen) und Dichte (Kotgenotypisierung) wenig Veränderungen. Die Wildschäden, insbesondere die Fichtenneuschäle ging bereits vor der Jagdruhe von 8 % stetig auf unter 1 % zurück. Der Verbissdruck sank ebenfalls. Zu Beginn der Messreihe wurde insbesondere die Einzeljagd z. B. durch Rücknahme von kleinen Pirschbezirken effizienter durchgeführt. Die notwendige Ansitzhäufigkeit, um ein Stück Reh- oder Rotwild zu erlegen, ging im Schnitt stetig von ca. 12 auf 8,5 Ansitze zurück.

Der Einfluss der Bejagung bzw. Nichtbejagung auf die reine Bestandshöhe bei Reh- und Rotwild war geringer als angenommen. Auch sonst reagierte bisher keine Messgröße auf die seit 6 Jahren andauernde Jagdruhe. Hingegen half vermutlich eine effizientere und damit störungsärmere Jagdpraxis die Wildschäden zu reduzieren.

Schlüsselwörter : Wildmanagement, Jagdruhe, Schalenwild, Waldökologie, Wildschäden, Pfälzerwald, Biosphärenreservat, Kernzone

Résumé :

Dans la partie allemande de la Réserve de Biosphère Vosges du Nord-Pfälzerwald aucune chasse n'est pratiquée dans les 20 zones centrales (à l'exception du sanglier)

Depuis 2008, les dommages causés à la végétation ligneuse par le gibier (population de cerfs et des chevreuils notamment) et la pratique de la chasse ont été identifiés et évalués

annuellement dans la réserve intégrale « les sources de la Wieslauter » de 2 400 hectares et la forêt exploitée environnante de 7 600 hectares.

La chasse dans la zone d'étude «zone source du Wieslauter» est suspendue depuis 2013. Dans toute la zone d'étude, les taux de prélèvement du cerf sont passés de 1,25 par 100 ha à 0,9 sur la base d'une superficie totale de 10 000 ha. Le cheptel a montré peu de changements en termes de répartition (cartographie des excréments), de structure (comptage au phare, mesurages des trajets) et de densité (génotypage fécal). Les dommages causés par le gibier, en particulier les écorçages des épicéas, ont diminué de façon continue de 8% à moins de 1%, déjà avant la fermeture de la chasse. La pression par l'abrutissement a également diminué. Au début de la série de mesures, la chasse individuelle, par exemple en reprenant de petites zones de pirsch (approche) a été menée de manière plus efficace. Le nombre des affûts nécessaires pour tirer un cerf a régulièrement diminué, passant d'environ 12 à 8,5 affûts.

L'influence de la chasse ou de son absence, sur le seul nombre des individus du cheptel de chevreuils et de cerfs, était moins important que prévu. En plus aucun autre paramètre mesuré n'a varié pendant les 6 années d'interruption de la chasse. En revanche, une pratique de chasse plus efficace et donc moins perturbatrice a probablement contribué à réduire les dégâts causés par le gibier.

Mots-clés : Gestion du gibier, repos de chasse, gros gibier, écologie de la forêt, dégâts causés par le gibier, foret du Palatinat, Réserve de la Biosphère, aire centrale

Summary :

Hunting is not permitted (with the exception of wild boar) in 20 core zones of the German part of the biosphere reserve in the northern Vosges / Pfälzerwald region. Research has been conducted each year since 2018 in particular to examine populations of red deer, the extent of damage to woody vegetation caused by game and hunting practice in the 2,400 ha core zone “Quellgebiet der Wieslauter” and 7,600 ha of forestry surroundings. Hunting was suspended in the study area of “Quellgebiet der Wieslauter” in 2013. The culling of red deer, for example, has decreased since 2013 from 1.25 to 0.9 per 100 ha based on the total study area of 10,000 ha. No significant changes have been recorded however in terms of wildlife population distribution (pellet counts), structure (spotlight counts, measurements on culled game) and density (genotyping faeces). Damage caused by game, in particular bark stripping on spruce, decreased steadily over the entire area from 8% to less than 1% even before the suspension of hunting. The effects of harm due to browsing have also declined. On the other hand, individual hunting has become more efficient as a result of fewer small hunting leases (Pirschbezirke) being granted to private hunters. The number of hides required in order to hunt down a roe or red deer has decreased steadily on average from 12 to 8.5.

The impact of hunting or non-hunting on the population size of roe and red deer has been less pronounced than expected. No obvious effects have been recorded in any of the measured quantities linked with the six-year hunting ban. We are assuming however that a more efficient and therefore less disruptive hunting regime has helped to reduce damage caused by game.

Key words : game management, suspension of hunting, cloven-hoofed game, forest ecology, damage caused by game, Palatinate Forest, biosphere reserve, core zone.

Einleitung

Im deutschen Teil des Biosphärenreservats Pfälzerwald/Nordvogesen wird in den 20 Kernzonen, mit einer Flächensumme von 5.300 ha keine Jagd (Ausnahme Schwarzwild) ausgeübt. Um Wechselwirkungen von Waldlebensraum und Wildpopulation inner- und außerhalb der Kernzonen bzw. in dem forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Waldgebiet besser zu verstehen, hatte man sich vor über 10 Jahren auf ein Vorher-Nachher-Experiment eingelassen. Im Zentrum der Betrachtung steht dabei die Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“. (Methode und weitere Details siehe Hohmann et al. 2018). Sie ist mit 2.400 ha zugleich die größte Prozessschutzfläche. Nahezu das gesamte Umland dieser Kernzone ist Staatswaldfläche und wird vom Forstamt Hinterweidenthal größtenteils in Eigenregie jagdlich bewirtschaftet, soweit keine Jagdruhe erlassen wurde.

Wildforschungsgebiet

Um den Effekt einer Jagdruhe insbesondere für die beiden wiederkäuenden Schalenwildarten Reh- und Rotwild auf den umliegenden Wirtschaftswald zu untersuchen, hatte man sich 2008 zu folgender Vorgehensweise entschlossen:

Zunächst wurde 2008 ein ca. 10.000 ha großes Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ eingerichtet. Mit der Forschungskordinierung wurde die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft beauftragt. Das Gebiet ist identisch mit dem Staatswald des Forstamtes Hinterweidenthal. In dessen Zentrum liegt die besagte große Kernzone (Abbildung 1). Das mit untersuchte Umfeld umfasst 7.600 ha Forstfläche. Das Experiment gliedert sich in drei Stufen.

Stufe 1: Fortführung des Jagdbetriebs auf ganzer Fläche, um den Ausgangszustand zwischen 2007 bis März 2013 zu erfassen. Zu den zumeist jährlich erfassten Messgrößen in und um die Kernzone zählten dabei :

- Populationsstruktur des Schalenwilds (an den erlegten Tieren: Altersklassenaufbau, Ernährungsverhalten, Fertilität, Kondition etc.; am lebenden Bestand: Geschlechterverhältnis, Verteilung und Dichte - insbesondere des Rotwildes - via Losungskartierung, Genotypisierung und Scheinwerferzählung)
- Habitat (z. B. Vegetationsstruktur durch Luftbildauswertung)
- Jagdaktivitäten (gemeldete Streckenverläufe und Protokolle zu den jagdlichen Aktivitäten)
- Wildwirkung (Erhebungen zu Neuschäle und Terminaltriebverbiss der Hauptbaumarten).

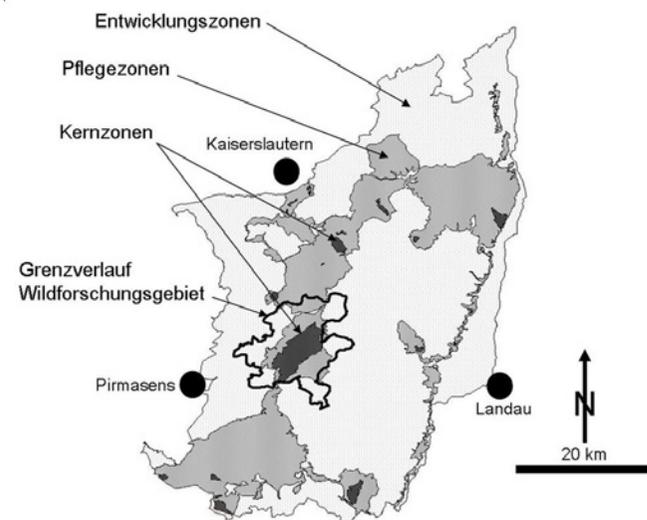


Abbildung 1 : Lage des 178.000 Hektar großen deutschen Teils des Biosphärenreservats Pfälzerwald-Nordvogesen (identisch mit dem Naturpark Pfälzerwald) und Verteilung der Zonierungstypen. Die mit ca. 2.400 ha größte Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ wird von dem 10.300 ha großen Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ umfasst.

Stufe 2: Einstellung der Jagd auf das wiederkäuende Schalenwild in der Kernzone ab April 2013. Alle Erfassungen in und um die Kernzone werden unverändert für mindestens 3 Jahre fortgeführt. 2016 erfolgt Vorlage eines Evaluierungsberichts (HOHMANN et al., 2018).

Stufe 3: Nach Evaluierungsbefund zunächst Fortführung der Jagdruhe auf das wiederkäuende Schalenwild in der Kernzone bis dato. Das Monitoring wird etwas abgespeckt fortgeführt :

- Populationsstruktur des Schalenwilds wird weiterhin beobachtet insbesondere die des Rotwildes - via Losungskartierung und Scheinwerferzählung
- Jagdaktivitäten werden ebenfalls weiterhin erfasst
- Wildwirkung (Erhebungen zu Neuschäle und Terminaltriebverbiss der Hauptbaumarten)

Freiflächen mit bodennaher Vegetation oder gar landwirtschaftlich genutzte Offenbereiche sind wie im gesamten inneren Pfälzerwald rar und nehmen inklusive von Waldblößen 6 – 14 % der Gesamtfläche ein (SIMON & KOTREMBÄ, persönliche Mitteilung). Von Natur aus ist der Bodenbewuchs eher spärlich. In den weitläufigen Buchenalthölzern fehlt oftmals eine Krautschicht, die dem Wild als Äsung zur Verfügung stünde. Das Gebiet weist daher vergleichsweise geringe Wilddichten auf. Sie dürften beim Rot- und Rehwild im Frühjahr im Mittel bei je 3 – 6 Tieren pro 100 ha liegen. (HOHMANN et al., 2018). Vor der Jagdruhe wurden jährlich in der großen Kernzone zwischen 30 und 60 Stück Rotwild und ca. 30 Rehe gestreckt. Sauen gibt es natürlich in und um diese Kernzone wie im gesamten Pfälzerwald flächendeckend. Die Strecken erreichten in Spitzenjahren allein in der größten Kernzone ca. 80 Individuen.

Ergebnisse

Wildbestand unverändert

Die Jagdruhe hatte auf die nicht mehr bejagten Schalenwildpopulationen und hier vorrangig auf das besser untersuchte Rotwild, hinsichtlich Verteilung, wie wir aus den jährlich durchgeführten Losungskartierungen wissen, bisher wenig Effekt. Auch der Bestand selbst schien keine Veränderung zu zeigen. 2010 wurde eine genauere Bestandesdichtermittlung mit Hilfe der sogenannten Kotgenotypisierung beim Rotwild durchgeführt. 2010 ergaben die Schätzungen eine Frühjahrsdichte von 3,3 bis 3,7 Stück pro 100 ha Waldfläche. 2016, im dritten Jahr der Jagdruhe wurde das Verfahren wiederholt. Das Ergebnis war das Gleiche. Auch am Geschlechterverhältnis von ca. 1 : 1,5 änderte sich wenig.

Wildschäden gingen zurück

Dennoch zeigen andere Parameter eine hohe Dynamik. Bei der Neuschäle zeigten sich anfangs nennenswerte Schälprozente vorrangig bei der Fichte, aber auch bei der Douglasie (Abbildung 2). Doch über den gesamten Erhebungszeitraum sank die Neuschäle bei der Fichte stetig von anfangs 7,8 % auf schließlich 0,03 % und bei der Douglasie von 3,8 % auf 0 %. Buchen waren nur lokal und über den gesamten Betrachtungsraum im Mittel zu weniger als 1 % geschält. Allein in 2017 und da vorrangig in der Kernzone stieg die Schälbelastung wieder an. Eine vormals gern von Anwohnern und Touristen genutzte Teerstraße, die die Kernzone zentral durchschneidet, war nach jahrelanger Sperrung für den Fahrrad- und Autoverkehr in diesem Jahr wieder geöffnet worden. Ein plötzlicher Anstieg der Besucherzahlen und der damit (nicht-jagdlichen) Störungen könnte für diesen Ausreiser verantwortlich gewesen sein.

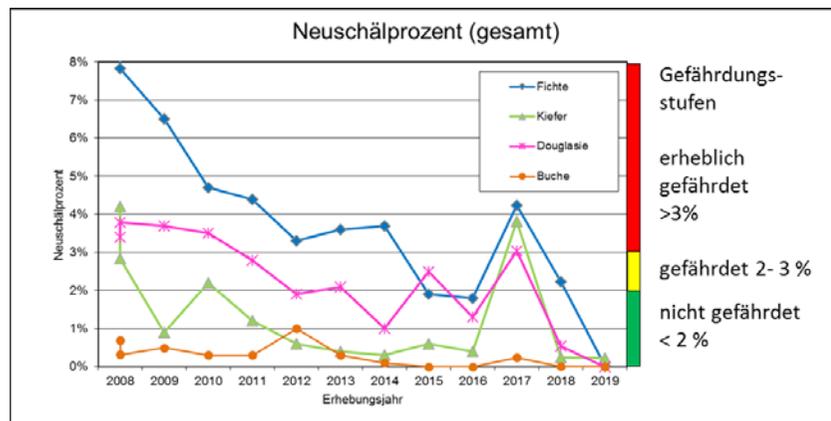


Abbildung 2 : Neuschälprozente der am häufigsten taxierten Baumarten im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, 2008 – 2019, nebst Skalierungsdarstellung der in Rheinland-Pfalz festgelegten waldbaulichen Gefährdungstufen (Mittlere Anzahl jährlich taxierter Baumindividuen : Fichte : 3.664 ; Kiefer : 724 ; Douglasie : 1.378 ; Buche : 10.589 ; Eiche : 522).

Eine Entspannungstendenz zeigt sich auch beim Verbiss. 2008 und 2009 lag der winterliche Leittriebverbiss beim natürlichen Jungbaumaufwuchs noch bei 4 bzw. 5 von 7 untersuchten Baumartengruppen (Fichte, Tanne, Kiefer/Lärche, Douglasie, Eiche, Buche, sonstiges Laubholz) so hoch, dass eine Gefährdung forstwirtschaftlicher Zielsetzungen zu befürchten war. Zehn Jahre später, also 2018, wurde eine Gefährdung nur noch bei zwei (Tanne und sonstiges Laubholz) und 2019 erstmals nur noch bei einer Baumartengruppe (sonstiges Laubholz) festgestellt. Ein bemerkenswerter Umstand an dieser Entwicklung ist dabei, dass sie bereits zu Anfang, als die Jagd noch überall praktiziert wurde, einsetzte.

Jagdpraxis wurde angepasst

Bereits zu Beginn der Erhebungen hat das zuständige Forstamt in Vorbereitung auf die angekündigte Jagdruhe eine Reihe von jagdpraktischen Veränderungen beschlossen. Die Folge war eine weitgehende Einstellung der Kirrjagd auf Schwarzwild, Einführung der Intervallbejagung und Nicht-Bejagung größerer Äsungsflächen bis August. Hinzu kam die Rücknahme von kleinen Pirschbezirken durch Nicht-Verlängerung von sogenannten „entgeltlichen Begehungsscheinen“ an Privatjäger. Dies wirkte sich ebenfalls auf die Jagdpraxis aus. In den ersten Jahren benötigte man, um ein Stück Reh- oder Rotwild zu erlegen, im Schnitt 10 - 13,6 Ansitze. In den letzten Jahren waren es dann zwischen 8,4 und 8,8 notwendige Ansitze, um zu Schuss zu kommen. Die Menge der Reh- und Rotwildabschüsse vom Ansitz aus verblieb aber über die Jahre auf ähnlichem Niveau. Die Effizienz der Einzeljagd ist gegenüber dem ersten Jahr also um nahezu 30 % gesteigert worden. Insbesondere die Kündigung der entgeltlichen Begehungsscheininhaber brachte mehr Ruhe in den Wald, ohne den Jagderfolg zu mindern.

Die Drückjagdaktivitäten blieben über die gesamte Zeitspanne hingegen faktisch unverändert. Vor 2013 lag die jährliche Anzahl der Treiben im Schnitt bei 10 und die mittlere Anzahl der Teilnehmer je Jagdevent bei 78. Mit der Reduzierung der verfügbaren Drückjagdfläche von 9.000 ha auf 6.600 ha also um ca. 25 % fiel auch die Anzahl der Treiben auf durchschnittlich 7 mit im Schnitt 88 Teilnehmern pro Drückjagd. Für den einzelnen Schützen änderte sich die Erfolgsquote ebenfalls nicht merklich. Erlegten vor 2013 im Schnitt 11 % aller Schützen ein Stück Wild pro Jagdevent, waren es nach 2013 12 %. Betrachten wir nur den Bereich außerhalb der Kernzone, der also über den gesamten Zeitraum bejagt wurde, erhöhte sich die Erlegungsquote pro 100 ha Drückjagdfläche bei Reh- und Rotwild von 0,9 auf 1,2 je 100 ha. Dies war allein einer von 0,3 auf 0,6 gesteigerten Reherlegungsrate geschuldet. Beim Rotwild waren hingegen keine merklichen Änderungen im Drückjagderfolg pro Flächeneinheit festzustellen.

Die kaum veränderten Erfolgsquoten beim Rotwild bei vergleichbar intensiver Drückjagdbejagung stützen die Annahme, wonach keine größeren Veränderungen der Rotwildsdichte festzustellen waren. Die Steigerung des Rehwildabschusses auf Drückjagden sollte hingegen nicht überbewertet werden. Die Menge der mittels Einzeljagd erlegten Rehe liegt um das 4 – 10-fache darüber. Gerade auf der Einzeljagd wurden aber in den letzten Erhebungsjahren unterdurchschnittliche Erfolge vermeldet.

Diskussion

Die bisherigen Ergebnisse lassen offen, inwieweit die Jagdruhe in der Kernzone bisher vom Wild als „Standortvorteil“ überhaupt wahrgenommen wurde.

Ganz anders hingegen die Messwerte bei den Wildschäden. Hier ist eine deutliche Reduzierung der Verbiss- und vor allem der Schälschäden zu vermerken. Der positive Trend setzte bereits vor der Jagdruhe ein und setzte sich anschließend fort. Die Frage, inwieweit die Fortsetzung des Trends im ursächlichen Zusammenhang mit der Jagdruhe zu sehen ist, bleibt daher offen. Die deutlichen Änderungen in der Jagdpraxis, gleich zu Beginn unserer Messreihen, stellen dabei eine mögliche Ursache dar. Insbesondere die Einzeljagd, als ein für das Wild auf vielen Jagdflächen relevanter Störfaktor, wurde in veränderter Form effizienter durchgeführt. Hier dürfte unserer Meinung nach ein wesentlicher Schlüssel zum Erfolg liegen.

Das Schälrisiko wird bekanntermaßen nicht ausschließlich von der Wilddichte und dem Vorkommen schälgefährdeter Waldareale bestimmt, sondern auch und gerade von Störungen, die das Raumzeitverhalten des Wildes beeinflussen. Die räumliche Verteilung des Wildbestandes kann gerade beim großräumig lebenden Rotwild maßgeblich von dessen Sicherheitsbedürfnis beeinflusst werden. Dabei geht es vorrangig darum, dem Menschen und besonders dem Jäger aus dem Weg zu gehen. Der Klassiker auch im Pfälzerwald zur „Begünstigung“ von Schälschäden: Die Ansitzeinrichtung an der Äsungsfläche in der Nähe guter Einstände. Das Wild will, um die attraktive Nahrungsquelle zu nutzen zwar austreten, wird aber vom Intimfeind Nr. 1 davon abgehalten. In der Not wird dann im Einstand oder in den für den Jäger nicht einsehbaren „Warteräumen“ auf dem Weg zur Äsungsfläche, die holzige Vegetation verbissen und geschält.

Der unterschätzten Bedeutung der Jagd auf die Wildverteilung steht offenbar eine überschätzte Bedeutung der Jagd auf die Bestandshöhe gegenüber. Die Erlegungsrate fiel beim Rotwild von 1,2 – 1,3 pro 100 ha vor 2013 bedingt durch die Jagdruhe in der Kernzone auf 0,9 nach 2013, bezogen auf die Gesamtfläche von 10.000 ha. Trotz der Herausnahme einer bedeutsamen Jagdfläche aus dem Regiejagdbetrieb, zeigen unsere Ergebnisse entgegen unserer Erwartung keine wesentliche Veränderung der Wilddichte. Daraus ergibt sich die Frage, ob die Regulierungswirkung der Jagd bereits im Vorfeld nur gering war. Die Puffermechanismen mit denen Tierpopulationen den jagdlichen Aderlass ausbalancieren können sind vielfältig und vermutlich nicht ansatzweise verstanden. Dazu gehören Wanderungsbewegungen/ Migration, Fertilitätsraten, pränatales Geschlechterverhältnis oder kompensatorische Mortalität („was der Jäger nicht schießt, nimmt der Winter“). Bis auf weiteres werden die Beobachtungen unter Beibehaltung der Jagdruhe fortgesetzt.

Literatur

Hohmann U., Hettich U., Ebert C. & Huckschlag D. 2018. Evaluierungsbericht zu den Auswirkungen einer dreijährigen Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauer“ im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Trippstadt Nr. 84/18. 152 Seiten, ISSN 1610-7705.

(Download auf www.fawf.wald-rlp.de: Kurzfassung 0,8 MB; Langfassung 11 MB).

Les Lynx (*Lynx lynx*) du Pfälzerwald s'installent progressivement dans le Massif des Vosges

Christelle SCHEID (1), Estelle GERMAIN (2), & Marie-Laure SCHWOERER (3)

(1) Ecofaune, 1 rue des Fleurs, 57200 Wiesviller, France.

(2) Centre de Recherche et d'Observation sur les Carnivores, 6 rue de la Banie, 57590 Lucy, France.

(3) Office Français de la Biodiversité / Réseau Loup-Lynx, Au bord du Rhin, 67150 Gerstheim, France.

Résumé :

Le Lynx boréal (*Lynx lynx*) est une espèce protégée et menacée d'extinction en France. Dans le Massif des Vosges, malgré la réintroduction d'une vingtaine d'individus entre 1983 et 1993, son statut actuel est critique, seuls quelques individus étant aujourd'hui recensés. Dans la forêt voisine du Palatinat, 20 Lynx, 12 femelles et 8 mâles, provenant de Suisse et de Slovaquie, ont été réintroduits entre 2016 et 2020 dans le cadre du projet «LIFE Luchs Pfälzerwald», projet porté par la Fondation Nature et Environnement de Rhénanie-Palatinat. Un certain nombre de ces Lynx ou leurs descendants ont d'ores et déjà franchi la frontière et se sont installés plus ou moins durablement dans les Vosges du Nord ainsi que, plus au sud, dans les Vosges Moyennes et les Hautes-Vosges. L'acceptation de ce prédateur par l'ensemble des acteurs, notamment les chasseurs et les éleveurs, est essentielle au maintien à long terme de l'espèce sur notre territoire. Par ailleurs, l'amélioration des continuités écologiques au sein du Massif des Vosges et avec les massifs voisins (Palatinat et Jura) est nécessaire pour permettre les échanges d'individus entre ces noyaux de populations et assurer, sur le long terme, l'existence d'une métapopulation viable de Lynx.

Mots-clés : Lynx boréal, Réintroduction, Vosges du Nord, Pfälzerwald, Acceptation, Connectivité écologique.

Zusammenfassung :

Der Eurasische Luchs (*Lynx lynx*) ist in Frankreich vom Aussterben bedroht und steht unter Schutz. Trotz der Wiederansiedelung zwischen 1983 und 1993 von zwanzig Tieren in den Vogesen ist der aktuelle Status immer noch kritisch, da derzeit nur wenige Tiere zahlenmäßig erfasst wurden. Im Rahmen des Projekts «LIFE Luchs Pfälzerwald», einem Projekt der Natur- und Umweltstiftung des Landes Rheinland-Pfalz, wurden im benachbarten Pfälzerwald von 2016 bis 2020 zwanzig Luchse, 12 Weibchen und 8 Männchen, aus der Schweiz und der Slowakei wiederangesiedelt. Einige dieser Luchse oder deren Nachkommen haben bereits die Grenze überschritten und sich mehr oder

weniger dauerhaft in den nördlichen Vogesen sowie weiter südlich in den mittleren Vogesen und den Hochvogesen niedergelassen. Die Akzeptanz dieser Raubkatze durch alle Beteiligten, vor allem Jäger und Landwirte, ist für die langfristige Erhaltung dieser Art in unserem Gebiet von wesentlicher Bedeutung. Darüber hinaus ist die Verbesserung der ökologischen Konnektivität innerhalb der Vogesen und mit den benachbarten Gebirgen (Pfalz und Jura) erforderlich, um den Genaustausch zwischen diesen Populationszentren zu ermöglichen und langfristig die Existenz einer lebensfähigen Lynx-Metapopulation zu gewährleisten.

Schlüsselwörter : Eurasischer Luchs, Nordvogesen, Pfälzerwald, Akzeptanz, ökologische Konnektivität

Abstract:

The Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) is a protected species threatened with extinction in France. In the Vosges Mountains, in spite of the reintroduction of twenty individuals between 1983 and 1993, its current status is critical. Only a handful of individuals have been counted. In the neighbouring Palatinate forest, 20 Lynxes from Switzerland and Slovakia, 12 females and 8 males, were reintroduced between 2016 and 2020 as part of the LIFE Luchs Pfälzerwald project sponsored by the Rhineland-Palatinate Nature and Environment Foundation. A certain number of these Lynxes or their descendants have already made their way across the border and have settled more or less permanently in the Northern Vosges and further to the south in the Middle Vosges and the High Vosges. The acceptance of this predator by everyone concerned, particularly hunters and livestock farmers, is essential if the species is to remain on our territory in the long term. In addition, improvements in the ecological continuity of the Vosges Mountains, along with their neighbouring ranges (Palatinate and Jura), are necessary to enable the migration of individuals between these population clusters and guarantee the long-term existence of a viable metapopulation of Lynxes.

Key words : Eurasian Lynx, reintroduction, Northern Vosges, Pfälzerwald, acceptance, ecological connectivity.

1. Contexte

1.1 Statut de protection du Lynx boréal

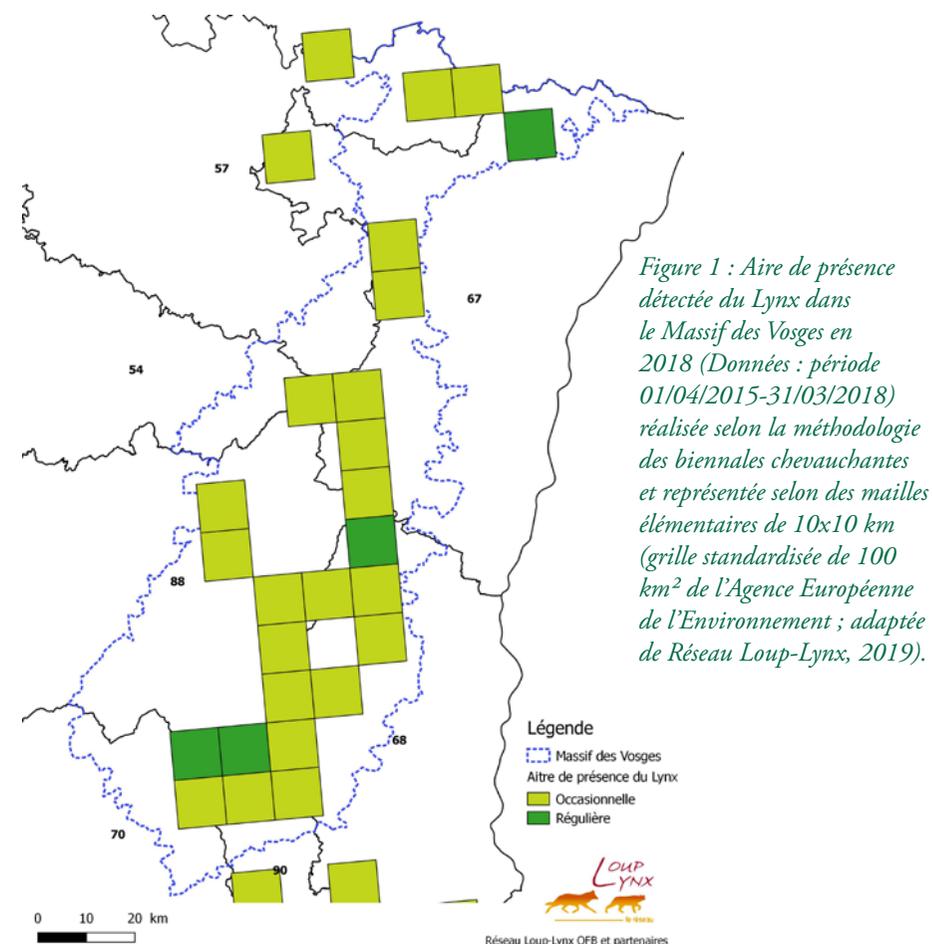
Le Lynx boréal (*Lynx lynx*) est inscrit sur plusieurs listes internationales (Convention de Washington, Convention CITES) et européennes (Directive Habitat Faune Flore, Convention de Berne) justifiant la nécessité d'une protection ou la mise en place de mesures de conservation sur l'ensemble de son aire de répartition. En France, le Lynx est une espèce protégée et menacée d'extinction (Loi n°76-629 relative à la protection de la nature, article L.411-1 du Code de l'Environnement, arrêtés ministériels du 23 avril 2007

et du 27 mai 2009). En 2017, l'espèce est enfin inscrite sur la liste des espèces prioritaires pour les politiques publiques en France (SAVOURE-SOUBELET & MEYER, 2018). Elle devient également une espèce retenue pour les Plan Nationaux d'Actions (PNA) « sa situation appelant à la mise en place d'un plan d'actions coordonné » (UICN FRANCE *et al.*, 2017). Sur la liste rouge des espèces menacées en France élaborée par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), le Lynx est classé « En danger » (UICN FRANCE *et al.*, 2009, 2017). La population vosgienne-palatine est quant à elle considérée « En danger critique » (VON ARX, 2018).

1.2 Situation du Lynx dans le Massif des Vosges

Le Lynx a disparu du Massif des Vosges au cours du XVII^{ème} siècle (HERRENSCHMIDT & LEGER, 1987 ; STAHL & VANDEL, 1998). Les causes de cette disparition sont communes à celles des autres populations européennes de Lynx : chasse, piégeage, diminution de la densité de ses proies et modification des paysages (BREITENMOSER *et al.*, 1998 ; 2000). Au cours du XX^{ème} siècle, le contexte européen est devenu plus favorable au retour de l'espèce (reforestation, augmentation de la densité de proies, protection de l'espèce). Cependant, dans le Massif des Vosges comme dans d'autres régions d'Europe de l'ouest, un retour naturel apparaissait compromis, voire impossible. C'est dans ce contexte qu'un programme de réintroduction a été organisé entre 1983 et 1993 (STAHL *et al.*, 2000 ; VANDEL *et al.*, 2006). Au total, 21 individus (9 femelles et 12 mâles) ont été lâchés à l'occasion de 13 sessions et sur quatre sites localisés en Alsace dans le Bas-Rhin (Le Climont) et le Haut-Rhin (Le Taennchel, Le Grand Ballon et Le Rossberg ; VANDEL *et al.*, 2006). Dans les Vosges du Nord, en limite de la forêt du Palatinat en Allemagne, l'hypothèse de lâchers clandestins a par ailleurs été mise en avant suite à l'observation dans les années 90 de Lynx sans collier émetteur (GENOT, 2012).

Finalement, suite à la disparition de 9 Lynx (destruction illégale, malnutrition, cause indéterminée) et à la recapture de 2 individus trop familiers, seuls 10 Lynx ont participé à l'établissement du noyau de population vosgien. Une première reproduction est documentée en 1987 (VANDEL *et al.*, 2006). L'aire de présence régulière du Lynx progresse quant à elle durant les années qui suivent les lâchers jusqu'à atteindre en 2004 sa valeur maximale avoisinant les 2 000 km². Depuis 2005, cet indicateur de suivi de l'espèce a fortement diminué, il atteint son niveau le plus bas en 2016 avec 100 km² et concerne à peine 400 km² au dernier bilan en 2018 (Figure 1 ; MARBOUTIN *et al.*, 2011 ; MARBOUTIN, 2013 ; Réseau Loup-Lynx, 2014, 2016, 2018, 2019). Le statut du Lynx dans le Massif des Vosges est aujourd'hui critique, son avenir est compromis. En 2020, l'effectif ne repose plus que sur quelques individus installés (*a priori* uniquement des mâles) ou en excursion ponctuelle notamment depuis la forêt du Palatinat en Allemagne (voir les parties 2 et 3 ci-après).



Les destructions illégales de Lynx ont été la première cause de mortalité anthropique documentée dans le Massif des Vosges lors des réintroductions, avec trois cas avérés et trois cas soupçonnés (VANDEL *et al.*, 2006). Même si cette cause de mortalité est cryptique et reste donc difficile à détecter et à quantifier, elle pourrait néanmoins constituer aujourd'hui encore l'une des premières causes de mortalité du félin, comme cela est le cas dans d'autres populations européennes (BREITENMOSER-WÜRSTEN *et al.*, 2007 ; HEURICH *et al.*, 2018). D'ailleurs, le récent acte de destruction illégale d'un Lynx survenu en janvier 2020 dans les Hautes-Vosges sur la commune de Fellingring (68), au sein de la RNN de Ventron sur le territoire du PNR des Ballons des Vosges, témoigne de cette menace toujours d'actualité qui fragilise de manière conséquente le noyau vosgien et le maintien durable de l'espèce dans le massif. Ces éléments historiques et récents nous rappellent combien l'acceptation de la présence de ce grand carnivore au sein des forêts vosgiennes et la concertation avec l'ensemble des parties prenantes pour améliorer la coexistence avec les activités humaines, sont des enjeux majeurs pour la conservation de l'espèce (HERRENSCHMIDT, 1990 ; VOURC'H, 1990 ; FERREIRA-KOCH, 1998 ; CHRISTEN *et al.*, 2016).

Enfin, situé entre la forêt du Palatinat en Allemagne où un programme de réintroduction est en cours (Life Luchs Pfälzerwald, voir paragraphe 1.3.) et le Massif du Jura en France qui accueille le cœur de la population française de Lynx, le Massif des Vosges occupe une position stratégique en matière d'échanges d'individus et de viabilité à long terme d'une métapopulation ouest-européenne de Lynx (Jura, Vosges, Palatinat, Forêt-Noire). Toutefois, bien que la colonisation naturelle de Lynx par le nord ou par le sud du massif soit possible (CHENESSEAU & BRIAUDET, 2016 ; HURSTEL & LAURENT, 2016 ; IDELBERGER, comm. pers.), la connectivité écologique entre ces massifs est actuellement loin d'être optimale (ZIMMERMANN & BREITENMOSER, 2007 ; BLANC, 2015 ; MORAND, 2016). C'est pourquoi elle constitue l'autre grand enjeu majeur pour rétablir sur le long terme le Lynx dans un état de conservation favorable dans le Massif des Vosges.

1.3 Le projet Life Luchs Pfälzerwald

Avant les années 80-90, les dernières preuves de présence historique du Lynx dans la forêt du Palatinat en Allemagne remontaient au XVIII^{ème} siècle (HERRENSCHMIDT & LEGER, 1987 ; STAHL & VANDEL, 1998). Des observations visuelles ont été faites dans le Palatinat en 1986, 3 ans seulement après les premiers lâchers dans les Hautes-Vosges en Alsace, soit 150 km plus au sud (VANDEL & WECKER, 1995). Entre 1993 et 1994, trois autres lynx seront observés (un animal abattu, un animal capturé et un photographié ; GENOT, 2012). Finalement, le Lynx sera considéré à nouveau comme une espèce éteinte avant le lancement du projet de réintroduction dans la forêt du Palatinat (Life Luchs Pfälzerwald).

Le projet de réintroduction de Lynx dans la forêt du Palatinat a débuté en janvier 2015 et doit se poursuivre jusqu'en 2021. Ce projet, porté par la Fondation Nature et Environnement de Rhénanie-Palatinat, est financé à 50% par le programme européen LIFE pour un budget global de 2,75 M€. Trois partenaires participent à la mise en œuvre des actions du projet : l'Administration forestière de Rhénanie-Palatinat (Landesforsten RLP), le Fonds mondial pour la nature (WWF-Allemagne) et côté français, le Syndicat de Coopération pour le Parc Naturel Régional (PNR) des Vosges du Nord. Le Land de Rhénanie-Palatinat, la Fondation allemande de la Faune Sauvage, les associations NABU et BUND, la HIT Umweltstiftung ainsi que d'autres partenaires participent au financement du projet.

L'objectif du projet est de constituer un noyau de population viable de Lynx dans la Réserve de Biosphère Transfrontalière Vosges du Nord-Pfälzerwald. Au total huit Lynx des Carpates slovaques et douze animaux suisses, ont été capturés, avec le soutien des autorités et institutions locales, afin d'être réintroduits dans la forêt du Palatinat. Les premiers lâchers ont eu lieu au courant de l'été 2016, les derniers au printemps 2020. Chaque animal lâché a été équipé d'un collier GPS permettant de suivre ses déplacements durant environ une année (plus de détails dans le paragraphe 2.2).

A côté des actions liées spécifiquement au lâcher des Lynx, le projet Life Luchs Pfälzerwald réalise un important travail de communication et de concertation avec les

acteurs concernés afin d'améliorer l'acceptation du retour de ce grand prédateur sur le territoire. Ainsi, un comité transfrontalier accompagnant le projet, nommé le Parlement transfrontalier du Lynx a été mis en place avec des représentants des différentes parties prenantes : administrations, élus, forestiers, chasseurs, éleveurs, associations, scientifiques, etc. Côté allemand, la Fédération des chasseurs de Rhénanie-Palatinat, ainsi que la Fédération des éleveurs d'ovins et de caprins, soutiennent officiellement le projet de réintroduction.

Un Parlement du Lynx a également été mis en place en 2016 dans les Vosges du Nord sous la coordination du PNR. Ce processus participatif d'information, de concertation et d'implication visait à associer tous les groupes d'acteurs autour des problématiques liées à la présence du Lynx. Il a abouti à la rédaction d'un Livre blanc qui rassemble les propositions d'engagement des différents acteurs vis-à-vis de cette coexistence (<https://www.parc-vosges-nord.fr/?s=parlement+du+lynx>). Les fédérations départementales des chasseurs du Bas-Rhin et de la Moselle ont également rédigé un memorandum regroupant leurs attentes respectives dans le cadre du projet de réintroduction de Lynx dans le Pfälzerwald et l'arrivée de l'espèce en France, dans leur département respectif.

1.4 Le Plan Régional d'Actions en faveur du Lynx dans le Massif des Vosges

Au regard de la situation critique du Lynx dans le Massif des Vosges et de l'arrivée probable de Lynx depuis le Palatinat suite aux lâchers prévus dans le cadre projet Life Luchs Pfälzerwald, le Centre de Recherche et d'Observation sur les Carnivores (CROC) a initié en 2016 la rédaction du Programme Lynx Massif des Vosges (PLMV) afin de rétablir le Lynx dans un état de conservation favorable dans le massif grâce à l'identification et la mise en œuvre d'actions. Sa rédaction s'est achevée en 2019, le PLMV devenant le Plan Régional d'Actions (PRA) en faveur du Lynx dans le Massif des Vosges ou Déclinaison régionale « Massif des Vosges » du PNA Lynx (CHARBONNEL & GERMAIN, 2020).

La rédaction du PLMV/PRA a été initiée avant l'inscription du Lynx sur la liste des espèces prioritaires pour les politiques publiques en France (2017), la rédaction du Plan national pour la conservation du Lynx (initiative associative à visée nationale portée par le Fonds mondial pour la nature/WWF France et la Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères/SFPEPM) et le lancement de la rédaction d'un PNA (porté par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement/DREAL Bourgogne-Franche-Comté et rédigé par l'Office Français de la Biodiversité/OFB). Le PRA a fait figure d'exemple pour les plans d'actions nationaux rédigés ensuite.

Afin de répondre aux besoins et enjeux de conservation du Lynx dans le massif, la construction des actions du PRA ne pouvait être envisagée autrement que dans le cadre d'une démarche ascendante, concertée et partagée avec une large participation des acteurs du territoire. Ainsi, l'élaboration du PRA s'est appuyée sur la mise en place d'une gouvernance participative formalisée par une charte de coopération. Cette charte établit un accord entre les acteurs engagés dans le PRA vis-à-vis de principes de fonctionnement assurant une coopération constructive et positive dans le respect

de chacun (CHARBONNEL & GERMAIN, 2020). Elle rappelle également que dans le cadre du PRA, les acteurs ne sont pas là pour débattre du bien fondé d'être « pour ou contre le Lynx ». Leur objectif est de travailler ensemble de façon à proposer des solutions pour rétablir le Lynx dans un état de conservation favorable dans le massif tout en prenant en compte les intérêts de tous.

La gouvernance du PRA pendant sa phase rédactionnelle a impliqué deux entités décisionnelles : le comité de pilotage et le comité technique et scientifique. Également, elle comportait un comité de lecture, une cellule de coordination et des ressources ponctuelles. Le comité technique et scientifique se composait quant à lui de cinq groupes de travail (CHARBONNEL & GERMAIN, 2020) : « Coexistence avec la chasse », « Coexistence avec l'élevage », « Habitat et connectivité écologique », « Suivi et conservation du Lynx » et « Représentations et sensibilisation ». La composition de ces cinq groupes de travail a été définie suite à un appel à manifestation d'intérêt conduit en mars-avril 2018.

Finalement, après trois années de travail, la rédaction du PRA a permis la définition d'une stratégie à long terme restituée dans 18 fiches actions répondant à cinq enjeux cruciaux : (1) Faciliter la coexistence avec les activités humaines (chasse, élevage), (2) Restaurer la connectivité écologique entre massifs (Jura, Vosges, Palatinat, Forêt-Noire) et maintenir un habitat favorable au sein du Massif des Vosges, (3) Réduire la mortalité d'origine anthropique (collisions et destructions illégales), (4) Consolider le réseau d'observateurs et développer des coopérations (régionales et transfrontalières) pour un meilleur suivi et une meilleure protection du Lynx et (5) Diffuser les connaissances sur le Lynx et sensibiliser sur les enjeux liés à sa conservation.

Le PRA en faveur du Lynx dans le Massif des Vosges a fait l'objet d'un avis favorable à l'unanimité du Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel, en date du 13 janvier 2020. Puis, conformément à l'article L.123-19-1 du code de l'environnement, une consultation du public (CP) sur le PRA a été organisée par la DREAL Grand Est du 21/01/2020 au 11/02/2020, dans le contexte particulier de la destruction illégale du Lynx à Fellingring (68). Au total, ce sont près de 700 contributions qui ont été réceptionnées, lues et analysées. Il ressort de ces contributions un fort attachement des participants pour le Lynx ainsi que des craintes sur l'avenir du Lynx dans le massif, en l'absence de renforcement à court-terme du noyau vosgien ou de remplacement des Lynx détruits illégalement. Finalement, après consultation du Comité de pilotage et des cinq groupes de travail du PRA, la prise en compte des contributions en bonne cohérence avec la démarche participative du PRA s'est traduite par l'accélération de la mise en œuvre de certaines actions ainsi que par la clarification de certains paragraphes clés du PRA.

À partir de 2020 et pour une période de 10 ans avec un bilan à mi-parcours (2024), le PRA est placé sous la responsabilité de l'État (DREAL Grand Est) qui en assure le portage et en délègue l'animation à une structure locale. Sa réussite s'appuiera sur l'engagement des acteurs du territoire et sur la poursuite de la démarche participative.

2. Les Lynx du Pfälzerwald

2.1 Présentation des Lynx du projet «Life Luchs Pfälzerwald»

Le projet Life Luchs Pfälzerwald a réintroduit au total 20 Lynx, douze femelles et huit mâles, dans la forêt du Palatinat (Tableau 1). Huit d'entre eux sont originaires des Carpates slovaques et les douze autres de différents cantons suisses. Quatre animaux sont morts de manière prématurée : Lucky et Labka ont été victimes de collisions routières et ferroviaires, Alosa a dû être euthanasiée à cause d'une fracture de la patte et Juri a été retrouvé mort d'une septicémie suite à une blessure.

Plusieurs portées ont d'ores et déjà pu être documentées dans le Palatinat, et certains jeunes sont détectés régulièrement dans le cadre du suivi réalisé avec des pièges photos installés dans la forêt. Il s'agit notamment de Palu et Filou, les premiers Lynx nés dans le Palatinat en 2017, les trois jeunes de la femelle Rosa, nés en 2018, ainsi que les jeunes de la femelle Mala, nés en 2019.

2.2 Suivi des Lynx

Chaque Lynx lâché dans le cadre du projet Life Luchs Pfälzerwald est équipé d'un collier émetteur GPS qui permet d'obtenir des informations sur la localisation de l'animal. L'envoi des données (réseau GSM) est relativement régulier même s'il peut parfois s'écouler un certain temps (quelques jours à plusieurs semaines) sans recevoir de nouvelles localisations. Parfois, si un temps trop long s'écoule sans réception de données, un suivi VHF (télémétrie) peut être réalisé afin de localiser l'animal et de s'assurer de sa bonne santé tout en veillant à ne pas le déranger. Afin que les Lynx ne gardent pas leur collier émetteur toute leur vie, ces derniers sont munis d'un système de rupture qui se détache selon l'usure.

Grâce au collier GPS, de nombreuses informations sur les déplacements et le comportement des Lynx sont collectées durant environ une année (durée de vie moyenne de la batterie). Ces données GPS permettent, entre autres, de réaliser un suivi des proies capturées par les Lynx. En effet, lorsqu'un Lynx revient durant plusieurs jours sur un même lieu précis et que l'on observe un cluster de localisations, cela indique généralement la présence d'une proie qu'il revient consommer. Il est alors parfois possible de se rendre sur le terrain afin d'identifier la proie (espèce, sexe, classe d'âge), tout en veillant à ne pas y aller trop tôt au risque de déranger le prédateur dans son rythme de consommation de la proie.

La figure 2 indique le nombre de proies identifiées au 31 mars 2020 dans la forêt du Palatinat ainsi que dans le Massif des Vosges où les correspondants du Réseau Loup-Lynx prennent le relais. Les données montrent que la grande majorité des proies sont des Chevreuils. Un certain nombre de Cerfs (jeunes ou adultes) ont également été retrouvés. Enfin, diverses autres espèces ont été capturées, à des fréquences très faibles. Dans le Massif des Vosges, le Chamois est une proie que l'on retrouve dans le régime alimentaire du Lynx.

Date de lâcher	Lynx	Sexe	Origine	Dernière détection	Localisation	Statut
30.07.2016	Kaja	F	Slovaquie	Juin-20	Pfälzerwald	v
30.07.2016	Luna	F	Slovaquie	Avr-17	Pfälzerwald	?
30.07.2016	Lucky	M	Slovaquie	Mai-19	Pfälzerwald	mort en 2019
07.03.2017	Arcos	M	Suisse	Juil-20	Hautes-Vosges	v
05.04.2017	Bell	F	Suisse	Jan-20	Pfälzerwald	v
13.04.2017	Rosa	F	Suisse	Avr-20	Pfälzerwald	v
22.04.2017	Cyril	M	Slovaquie	Juin-19	Pfälzerwald	?
15.12.2017	Labka	F	Slovaquie	Févr-18	Pfälzerwald	morte en 2018
20.12.2017	Alosa	F	Suisse	Févr-18	Pfälzerwald	morte en 2018
16.03.2018	Juri	M	Suisse	Août-19	Pfälzerwald	mort en 2020
18.04.2018	Jara	F	Suisse	Déc-18	Pfälzerwald	?
11.09.2018	Wrano	M	Slovaquie	Mai-20	Pfälzerwald	v
12.09.2018	Alfi	M	Slovaquie	Sept-20	Pfälzerwald	v
05.02.2019	Mala	F	Suisse	Avr-20	Pfälzerwald	v
22.02.2019	Gaupa	F	Suisse	Mars-20	Pfälzerwald	v
07.03.2019	Libre	M	Suisse	collier actif	Vosges du Nord	v
06.06.2019	Braño	M	Slovaquie	Août 2020	Vosges du Nord	v
21.02.2020	Isis	F	Suisse	collier actif	Pfälzerwald	v
20.03.2020	Lycka	F	Suisse	collier actif	Vosges du Nord	v
20.03.2020	Tarda	F	Suisse	collier actif	Pfälzerwald	v

Naissance	Jeune	Sexe	Origine	Dernière détection	Localisation	Statut
2017	Palu	M	Kaja x Lucky	Jan-20	Pfälzerwald	v
2017	Filou	M	Kaja x Lucky	Nov-19	Pfälzerwald	v
2018	Fran	M	Rosa x Lucky	Sept-20	Vosges du Nord	v
2018	-	?	Rosa x Lucky	Mars-20	Pfälzerwald	v
2018	-	?	Rosa x Lucky	Fév-20	Pfälzerwald	v
2018	-	?	Kaja x ?	Sept-18	Pfälzerwald	?
2018	-	M	Jara x suisse	Juin-18	Pfälzerwald	?
2019	-	?	Mala x Wrano	Déc-19	Pfälzerwald	v
2019	-	?	Mala x Wrano	Avr-20	Pfälzerwald	v
2019	Kely	?	Mala x Wrano	Juil-20	Vosges du Nord	v
2019	-	M	Gaupa x ?	Déc-19	Pfälzerwald	v

Tableau 1 : Liste des Lynx lâchés et des jeunes nés dans la forêt du Palatinat. Statut : « v » signifie « vivant(e) » et « ? » signifie que l'on n'a pas plus de nouvelles du Lynx depuis au moins un an (animal sans collier ou collier hors service).

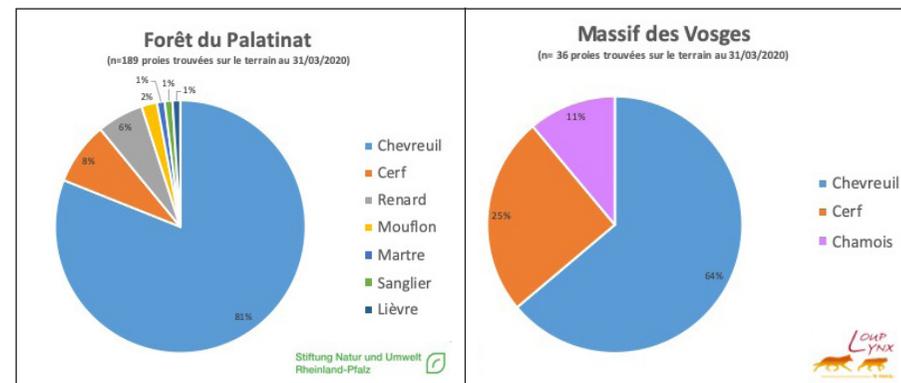


Figure 2 : Suivi des proies des Lynx dans la forêt du Palatinat (à gauche ; Source : SNU 2020) et dans le Massif des Vosges (à droite ; Source : OFB/Réseau Loup-Lynx, CROC 2020). Les oiseaux ne sont pas pris en compte.

Lorsque le collier GPS cesse d'émettre des données, d'autres méthodes de suivi sont utilisées. De nombreux pièges photographiques ont été mis en place dans la forêt du Palatinat par l'équipe responsable du suivi. Ces pièges sont dotés d'un détecteur de mouvement et se déclenchent automatiquement lorsqu'un animal passe. Côté français, des pièges photos similaires ont été installés dans les Vosges du Nord (collaboration SOS Faucon Pèlerin Lynx / Office National des Forêts / CROC / OFB / Réseau Loup-Lynx / Direction Départementale des Territoires de Moselle), les Vosges moyennes (collaboration ONF / OCS / CROC / OFB / Réseau Loup-Lynx), dans les Hautes-Vosges (collaboration OFB-SD68/ Réseau Loup-Lynx / CROC) et les Vosges du Sud (collaboration OFB/ Réseau Loup-Lynx / ONF / Réserve Naturelle Nationale des Ballons Comtois) afin de détecter des Lynx notamment ceux de la forêt du Palatinat qui viendraient faire des incursions côté français, voire s'installeraient comme cela a déjà été observé.

Enfin, la recherche active d'indices de présence (empreintes, proies, poils, etc.) ou le signalement par toute personne ayant observé un Lynx, complètent les données pour le suivi que ce soit dans la forêt du Palatinat ou dans le Massif des Vosges.

3. La dispersion vers le Massif des Vosges

3.1 Arcos, le premier Lynx ayant franchi la frontière

Peu de temps après les premières réintroductions dans le Palatinat, le premier cas de dispersion vers la France a été documenté. Il s'agit du Lynx Arcos, un mâle originaire du canton de Vaud, qui a été lâché le 7 mars 2017 à Waldleiningen dans le Palatinat. Dès son lâcher, cet individu s'est rapidement déplacé sur de grandes distances : après avoir quitté la forêt du Palatinat par le Nord-Ouest, il a mis le cap vers le Sud, en passant essentiellement par des milieux semi-ouverts. Lors de son parcours, il a traversé le land de Sarre et a franchi la frontière le 23 mars au niveau de Bliesbruck. Il a ensuite gardé la

même direction, contournant par l'Ouest le massif forestier de la Réserve de Biosphère, en passant par l'Alsace Bossue et le Pays de Sarrebourg pour arriver dans les Hautes-Vosges, moins de 4 semaines après la date de son lâcher. Arcos aura ainsi parcouru 350 km, ce qui correspond à une moyenne de 13 km par jour. Lors de son voyage, il a franchi plusieurs autoroutes et traversé plusieurs rivières dont, probablement, le Canal de la Marne au Rhin (GERMAIN *et al.*, 2018). L'autoroute A4 a été franchi juste au nord-ouest de Sarre-Union dans le Bas-Rhin. A cet endroit, un grillage clôture les deux abords de la voie. Arcos a vraisemblablement grimpé au-dessus de ce grillage (GERMAIN *et al.*, 2018). Après son long voyage, Arcos s'est finalement installé dans le Massif des Vosges, à l'Est de Gérardmer (Figure 3). Son collier a continué d'émettre des données jusqu'en juillet 2019. Depuis, Arcos a été photographié à différentes reprises dans les Hautes-Vosges, la dernière détection remontant à juillet 2020.

Parcours d'Arcos du Pfälzerwald vers les Vosges



Figure 3 : A gauche, trajet réalisé par le Lynx Arcos depuis la forêt du Palatinat en Allemagne jusque dans les Hautes-Vosges en France fin mars / début avril 2017. A droite, photographie d'Arcos lors de son lâcher (Crédit photo : SNU - Martin Greve).

3.2 Visites ponctuelles de Lynx dans les Vosges du Nord

Un an après le périple d'Arcos, un deuxième Lynx est venu faire une incursion dans les Vosges du Nord : il s'agit de Juri, un jeune mâle également originaire de Suisse. Lâché à Waldleiningen en mars 2018, Juri a passé la frontière au niveau de Haspelschiedt (57), le 8 mai 2018. Juri est resté dans la zone frontalière, entre Bitche (57) et Lembach (67) jusqu'au 7 juin 2018, date à laquelle il est retourné dans la forêt du Palatinat (Figure 4).

Gaupa est quant à elle la première femelle du projet de réintroduction à avoir été détectée côté français. Rapidement après son lâcher (le 22 février 2019), elle s'est déplacée dans les Vosges du Nord où elle a séjourné du 3 au 26 mars 2019. Gaupa est alors retournée côté allemand, avant de refaire une incursion dans les Vosges du Nord entre le 24 octobre et le 4 novembre 2019. Par ailleurs, au printemps 2019, la femelle

Gaupa a donné naissance à un jeune, pris en photo en juillet 2019 par des promeneurs dans la forêt du Palatinat. Gaupa était donc probablement accompagnée de ce jeune lorsqu'elle est revenue côté français au courant de l'automne 2019. Depuis le mois de novembre 2019, les données émises par son collier GPS indiquent que Gaupa se trouve dans la partie Sud de la forêt du Palatinat.



Figure 4 : A gauche, trajet réalisé par le mâle Juri lors d'une excursion dans les Vosges du Nord en 2018. A droite, photographie de Gaupa à Sturzelbronn (57), le 21 octobre 2019 (Crédit

photo : CROC / DDT57 / ONF / OFB/Réseau Loup-Lynx / SOS Faucon Pèlerin Lynx).

Le Lynx Palu est né dans la forêt du Palatinat au mois de mai 2017. Cette naissance correspond à la première reproduction de Lynx dans le Palatinat, depuis la disparition de l'espèce au XVIII^{ème} siècle. La portée comptait deux petits mâles (Palu et Filou), nés de la femelle Kaja et du mâle Lucky, tous deux originaires de Slovaquie et lâchés le 30 juillet 2016 (les premiers Lynx lâchés dans le cadre du projet de réintroduction). Palu avait été identifié lors d'une visite au gîte, lorsqu'il était âgé de quelques semaines. Par la suite, il a été photographié à plusieurs reprises par des pièges photographiques installés dans la forêt du Palatinat. En 2019, Palu a emprunté de nombreuses fois et dans les deux sens, l'écopont situé au-dessus de la route B10, route qui traverse le Pfälzerwald d'Est en Ouest (Figure 5). Le 14 décembre 2019, Palu est pris en photo à Sturzelbronn (57) dans la même zone où était passée la femelle Gaupa. N'étant pas équipé d'un collier GPS, le suivi de Palu dépend des photographies prises par les appareils installés dans le Pfälzerwald et les Vosges du Nord.

Parmi les derniers lynx lâchés dans la forêt du Palatinat, les femelles Isis (lâchée en février 2020) et Lycka (lâchée en mars 2020) ont d'ores et déjà visité la France. Isis s'est rendue brièvement dans les Vosges du Nord début avril avant de retourner côté allemand. Arrivée en France quelque temps après son lâcher dans la forêt du Palatinat, Lycka occupe actuellement un territoire localisé dans le triangle formés par les communes de Bitche (57), Wimmenau (67) et Ratzwiller (67). L'année 2021 nous permettra de voir si l'installation de Lycka se pérennise dans ce secteur.



Figure 5 : A gauche, Palu à Sturzelbronn (57), le 14 décembre 2019 (Crédit photo : CROC / DDT57 / ONF / OFB / Réseau Loup-Lynx / SOS Faucon Pèlerin Lynx). A droite, vue de l'écopont de la B10 emprunté par Palu à plusieurs reprises (Crédit photo : CROC 2019).

Enfin, en juillet 2020, un jeune Lynx, baptisé Kely par ses découvreurs, a été photographié à Lichtenberg (67), à proximité d'une carcasse de Chevreuil. L'analyse de la photo a permis d'identifier l'animal : il s'agit d'un jeune né en 2019 de la femelle Mala.

3.3 Visites régulières et possibles installations

Au mois de février 2019, lors d'une sortie sur la commune de Walschbronn (57), le naturaliste Denis MICHEL observe un Lynx à quelques dizaines de mètres. Il appelle alors Claude KURTZ, membre du Réseau Loup-Lynx et Président de l'association SOS Faucon Pèlerin-Lynx. Tous deux retournent sur le site le lendemain matin, trouvent une carcasse de Chevreuil dans une prairie, et décident d'y installer un piège photo. Le Lynx retournera sur sa proie dans la soirée, plusieurs photographies seront prises. Ce Lynx ne porte pas de collier. Toutefois, les taches de son pelage ont permis de l'identifier : il s'agit certainement d'un jeune de la femelle Rosa, né en 2018 (Figure 6). Ce même Lynx, dénommé Fran, a été repris en photo au mois de mai 2019 à Haspelschiedt (57) par un appareil posé par un chasseur. Le 17 janvier 2020, il a été photographié à Neuwiller-les-Saverne (67), après la découverte par un agent ONF de la carcasse d'un jeune Cerf. Sur ces derniers clichés et vidéos, il a pu être déterminé qu'il s'agit d'un mâle. Enfin, le 7 septembre 2020, il a été pris en photo à Sturzelbronn (57) par un particulier.

Libre est un Lynx mâle originaire du canton de Neuchâtel en Suisse. Lâché le 7 mars 2019 à Waldleiningen, il a parcouru la forêt du Palatinat et a traversé la frontière le 22 septembre du côté de Wissembourg (67). Au 1^{er} octobre 2019, il était à Wingen-sur-Moder (67), et dix jours plus tard, il a traversé le Col de Saverne. Les chiens pisteurs de Michaël BACK, membre de l'équipe de suivi de la SNU, ont révélé que Libre a emprunté la passerelle au-dessus de l'autoroute A4 pour franchir le Col de Saverne (Figure 7). Libre a ensuite poursuivi son voyage en direction du sud et a atteint le secteur du massif du Donon, où il s'est maintenu durant cinq mois. A la mi-mars 2020, Libre est revenu dans les Vosges du Nord. Depuis, il se déplace de part et d'autre de la frontière entre les Vosges du Nord et le Palatinat.

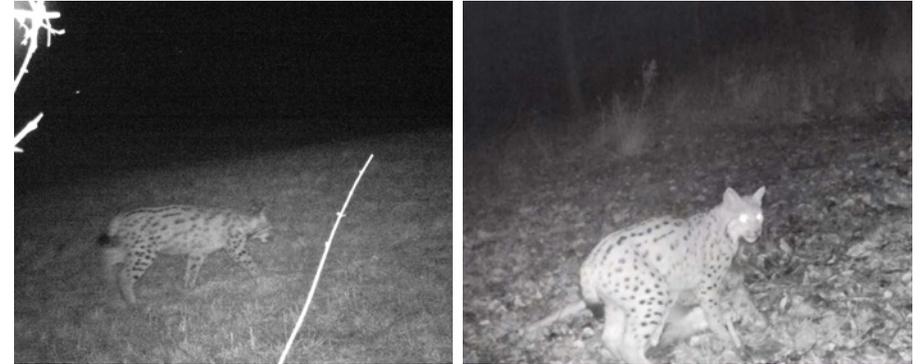


Figure 6 : À gauche, un jeune de Rosa, à Walschbronn (57), le 17 février 2019 (Crédit photo : Claude Kurtz, SOS Faucon Pèlerin Lynx) et à Neuwiller-les-Saverne (67), à droite, le 17 janvier 2020 (Crédit photo : OFB-SD67 / Réseau Loup-Lynx / ONF / CROC).

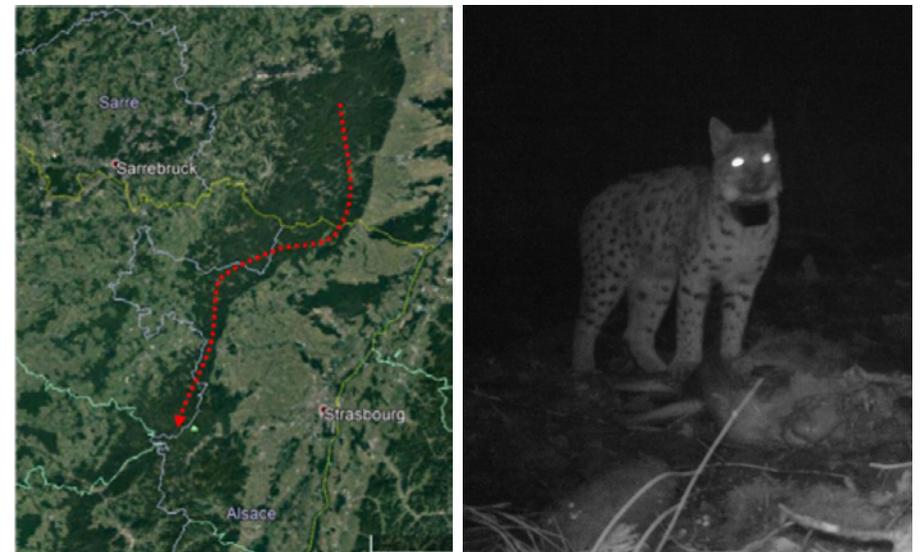


Figure 7 : À gauche, trajet réalisé par Libre de mars à octobre 2019. A droite, Libre sur un jeune Cerf prédaté à Lutzelhouse (67), le 4 novembre 2019 (Crédit photo : Anonyme).

Enfin, Braño (Figure 8), un jeune mâle capturé en Slovaquie et lâché le 6 juin 2019 dans la forêt du Palatinat a traversé la frontière le 10 octobre 2019 au niveau de Wengelsbach (commune de Niedersteinbach dans le Bas-Rhin). Depuis cette période, Braño semble occuper un territoire situé sur une grande partie du Pays de Bitche et régions voisines : de Haspelschiedt (57) à Niedersteinbach (67) d'Ouest en Est, et de Dahn (Allemagne) à Rothbach (67) du Nord au Sud, soit un territoire de plus de 500 km².



Figure 8 : Braño à Haspelschiedt (57), le 29 décembre 2019 (Crédit photo : CROC / DDT57 / ONF / OFB / Réseau Loup-Lynx / SOS Faucon Pèlerin Lynx).

3.4 Les défis à relever

A leur arrivée dans le Massif des Vosges depuis la forêt du Palatinat, le premier territoire que les Lynx du Palatinat sont vraisemblablement amenés à fréquenter est celui de la Réserve de Biosphère transfrontalière (incluant le PNR des Vosges du Nord). Même si les Vosges du Nord n'ont pas été concernées directement par le lâcher de Lynx et les difficultés de concertation rencontrées pendant le programme de réintroduction de 1983-1993, l'acceptation du félin n'est pas acquise pour autant sur ce territoire (notamment par les chasseurs et les éleveurs ; VOURC'H, 1990 ; FERREIRA-KOCH, 1998 ; CHRISTEN *et al.*, 2016). Puis, pour accéder ensuite au reste du massif plus au sud, les Lynx doivent traverser de nombreuses barrières comme l'autoroute A4, le canal de la Marne au Rhin, etc. (GENOT, 2006 ; KLAR *et al.*, 2006 ; MORAND, 2016). Si ces obstacles ne sont pas complètement infranchissables comme les Lynx Arcos et Libre nous l'ont montré durant leurs périples, ils constituent un risque d'accident voire de mortalité pour les Lynx lors de leurs déplacements. Or, au regard de la situation actuelle du Lynx dans le massif, la mort d'un seul animal de causes anthropiques, que ce soit par destruction illégale ou par collision, est un événement dramatique pour la survie de l'espèce. Ainsi, il convient de réduire au maximum ces menaces et ce, de manière prioritaire.

Concernant l'acceptation du Lynx par le monde de la chasse, une étude sociologique a été menée dans les Vosges du Nord dans le cadre du programme Life Luchs Pfälzerwald, sur les représentations du Lynx par les chasseurs (CHRISTEN *et al.*, 2016 ; CHRISTEN, 2017). Ces travaux s'inscrivent dans la continuité d'études historiques conduites à l'issue des réintroductions vosgiennes (VOURC'H, 1990 ; FERREIRA-KOCH, 1998). Globalement, ces études mettent en évidence que les chasseurs perçoivent le Lynx comme un concurrent en l'associant à un « mauvais gestionnaire » des ongulés. Dès lors la figure du Lynx est associée à celle d'un prédateur qui « ne fait pas attention », à l'inverse du chasseur qui rationalise sa pratique autour d'une gestion et d'une éthique (CHRISTEN, 2019). Il serait capable d'épuiser les réserves locales de gibier (VOURC'H, 1990 ; FERREIRA-KOCH, 1998 ; CHRISTEN *et al.*, 2016).

Cette représentation d'une concurrence biaisée est accentuée par le fait que le Lynx est une espèce protégée et qu'aucune gestion ne peut être exercée (FERREIRA-KOCH, 1998). De plus, en Alsace-Moselle, l'investissement financier des chasseurs et leur rôle de gestionnaire engendrent une forte responsabilité à l'égard de la faune chassable. Dans ce contexte, le Lynx est un « perturbateur » de cette nature entretenue et aménagée selon les seuls critères cynégétiques (CHRISTEN *et al.*, 2016 ; CHRISTEN, 2017). Ces connaissances sur les chasseurs et leurs représentations du Lynx mettent en évidence le besoin de médiation renforcée sur le territoire du PNR des Vosges du Nord mais aussi sur l'ensemble du Massif des Vosges. En effet, l'histoire du Lynx et les pratiques de chasse n'étant pas forcément les mêmes d'une région à l'autre du massif, il est important que le travail de médiation tienne compte de ces contextes différents. Dans cette perspective, le PRA en faveur du Lynx dans le Massif des Vosges prévoit des actions pour améliorer la coexistence avec la chasse comme l'action 1 « Prendre en compte la présence du Lynx dans l'activité de chasse » ou l'action 4D « Poursuivre et renforcer la médiation auprès des chasseurs dans le PNR des Vosges du Nord, étendre la démarche au reste du massif » (CHARBONNEL & GERMAIN, 2020).

De la même manière, des actions visant à améliorer la coexistence du Lynx avec les activités d'élevage sont prévues dans le cadre du PRA. En effet, même s'il n'y pas eu d'études récentes dans le Massif des Vosges sur les représentations du Lynx par les éleveurs, il apparaît, notamment dans les Vosges du Nord à l'époque des réintroductions, que les Lynx sont perçus par les éleveurs locaux comme des animaux à « problème », des « prédateurs sanguinaires » (FERREIRA-KOCH, 1998). La présence du Lynx est perçue comme une menace pour le cheptel ovin qui contraint les éleveurs à adapter leurs méthodes de travail (FERREIRA-KOCH, 1998). Et, malgré l'indemnisation, les éleveurs auraient le sentiment que leurs intérêts ne sont pas prioritaires (VOURC'H, 1990 ; FERREIRA-KOCH, 1998). A noter, aucune étude portant sur les attaques ou la vulnérabilité des troupeaux n'a été conduite jusqu'à présent dans le Massif des Vosges. Cela est probablement dû au peu d'attaques répertoriées (voir CHARBONNEL et GERMAIN, 2020). Ainsi, l'action 2 du PRA prévoit de « Soutenir l'élevage pour faciliter la coexistence avec le Lynx » au travers différents moyens comme la mise en place d'une cellule d'action dédiée à l'accompagnement des éleveurs (en prévention et en cas d'attaques) et le soutien de l'action de médiation élevage – Lynx sur les territoires des PNR des Vosges du Nord et des Ballons des Vosges (en prévention). Enfin, l'action 17 prévoit plus globalement de « Poursuivre et généraliser la concertation avec les acteurs du territoire », notamment avec les chasseurs et les éleveurs sur l'ensemble du massif.

Concernant la dispersion des Lynx de la forêt du Palatinat plus au sud, dans le Massif des Vosges, l'espèce est particulièrement vulnérable à la fragmentation du fait de ses capacités de dispersion limitées et ses besoins de grands espaces forestiers continus (ZIMMERMANN *et al.*, 2007). Or, différentes infrastructures très fragmentantes ont d'ores et déjà été identifiées entre les Vosges du Nord et le reste du massif. Il s'agit de l'autoroute A4 et de la LGV-Est au niveau du Col de Saverne ainsi que du canal de la Marne au Rhin (GENOT, 2006 ; KLAR *et al.*, 2006 ; MORAND, 2016). S'agissant plus particulièrement du Col de Saverne, de nombreux organismes du Grand Est, comme le PNR des Vosges du Nord, plaident depuis 30 ans en faveur de la réhabilitation de

la passerelle existante (dite « passerelle à gibier »). En effet, le Col de Saverne constitue un lieu de passage stratégique pour la faune, le Lynx notamment, entre les massifs du Palatinat/Vosges du Nord et le reste du Massif des Vosges. Or, la passerelle existante (Figure 9) ne répond pas aux normes actuelles pour favoriser le passage d'un large cortège d'espèces, petites et grandes, des insectes aux mammifères (pas assez large, pas de végétalisation, une fréquentation humaine non négligeable, etc.).



Figure 9 : « Passerelle à gibier » du Col de Saverne. A gauche, vue de la passerelle au-dessus de l'autoroute A4 (Crédit photo : CROC 2015). A droite, vue du passage de la passerelle (Crédit photo : Jean-Claude GENOT 2019).

D'ailleurs, dans la territorialisation du Plan biodiversité adopté en comité interministériel biodiversité le 4 juillet 2018, la DREAL Grand Est prévoit de lancer un travail « pour tenter de résorber un certain nombre des principaux points noirs des schémas régionaux de cohérence écologique, incluant l'éco-pont de Saverne. Le col de Saverne est identifié depuis de nombreuses années comme une rupture majeure des continuités écologiques dans les SRCE de Lorraine et d'Alsace ainsi que par les instances en charge du suivi du Lynx » (DREAL Grand Est, 2019). De la même manière, le PRA en faveur du Lynx dans le Massif des Vosges prévoit des actions pour améliorer la connectivité écologique au sein du Massif des Vosges et avec les massifs voisins (Palatinat, Jura, Forêt-Noire). On retrouve notamment des actions à enjeu très fort comme les actions 8A « Rétablir de manière prioritaire la connectivité au niveau du Col de Saverne » et 8B « Mettre en place des mesures et agir sur les points noirs pour réduire le risque de mortalité et faciliter le déplacement des Lynx » (CHARBONNEL & GERMAIN, 2020).

Finalement, les défis à relever pour assurer un accueil durable des Lynx de la forêt du Palatinat dans le Massif des Vosges s'inscrivent dans la stratégie d'action du PRA. L'ambition du PRA est de rétablir le Lynx dans un état de conservation favorable dans le Massif des Vosges le plus rapidement possible et, surtout, de manière durable. Pour cela, le PRA mise dans un premier temps sur l'amélioration de l'acceptation sociale du Lynx en facilitant la coexistence avec les activités humaines. Parallèlement, il concentrera ses efforts sur le développement d'une recolonisation naturelle des Lynx depuis les massifs voisins (Palatinat et Jura) en travaillant sur l'amélioration des continuités écologiques. Il est en effet indispensable dans un avenir proche que des échanges réguliers de Lynx

voient le jour entre les populations vosgienne-palatine et jurassienne qui, avec le noyau de la Forêt-Noire, constitueront à l'avenir et sur le long terme une métapopulation viable de Lynx. Il va sans dire que si cette stratégie échoue à rétablir le Lynx dans un état de conservation favorable dans le Massif des Vosges, d'autres actions devront alors être envisagées, comme le renforcement, en concertation avec l'ensemble des acteurs du territoire tel que cela est indiqué dans le PRA (CHARBONNEL & GERMAIN, 2020).



Le Réseau de suivi du Loup et du Lynx en France

Depuis 1988 pour le Lynx et 1994 pour le Loup, l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS), devenu récemment l'Office français de la biodiversité (OFB), assure le suivi de ces deux espèces en s'appuyant sur un réseau d'observateurs formés à la collecte standardisée d'indices de présence.

Le **Réseau Loup-Lynx** est un outil de suivi patrimonial destiné à rendre compte de l'évolution des aires de répartition et de la démographie de ces espèces protégées, afin d'évaluer leur état de conservation.

Les **correspondants du Réseau Loup-Lynx** ont été formés à l'identification des indices de présence du Loup et du Lynx. Ils recueillent vos observations sur des formulaires adaptés et les transmettent au coordinateur départemental. Ils peuvent également vous apporter des informations relatives à ces deux espèces.

Vous avez observé un Lynx, un Loup, ou des indices de leur présence ?

Vos observations sont précieuses pour suivre l'évolution de la présence de ces deux espèces. Contactez sans attendre un correspondant du Réseau Loup-Lynx proche de chez vous ou adressez-vous directement à l'OFB.

Contact : Marie-Laure SCHWOERER / Animatrice du Réseau Loup-Lynx à l'OFB / Tél. 06 07 12 80 67 / Courriel. marie-laure.schwoerer@ofb.gouv.fr

Remerciements

Merci à Marine ARZUR, Guillaume CHRISTEN, Jean-Claude GENOT et Alain MORAND pour leur relecture de l'article. L'OFB remercie l'ensemble des correspondants du Réseau Loup-Lynx qui contribuent activement au suivi du Lynx boréal sur le terrain. Le CROC remercie les partenaires financiers qui soutiennent le Plan Régional d'Action en faveur du Lynx boréal dans le Massif des Vosges (www.croc-asso.org).

Bibliographie

BLANC L. 2015. Dynamique des populations d'espèces rares et élusives : Le Lynx Boréal en Europe. Thèse en Biologie des populations et Ecologie. Université de Montpellier 2, UMR CNRS 5175 (Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive). 268 p.

BREITENMOSER U., BREITENMOSER-WÜRSTEN C., & CAPT S. 1998. Reintroduction and present status of the lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 10 : 17–30.

BREITENMOSER U., BREITENMOSER-WÜRSTEN C., OKARMA H., KAPHEGYI T., KAPHEGYI-WALLMANN U., & MÜLLER U.M. 2000. Action Plan for the conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. *Nature and environment* 112 : 70 p.

BREITENMOSER-WÜRSTEN C., VANDEL J.-M., ZIMMERMANN F., & BREITENMOSER U. 2007. Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains. *Wildlife Biology*, 13 : 381–392.

CHARBONNEL A. & GERMAIN E. (coordination) 2020. Plan Régional d'Actions en faveur du Lynx boréal (*Lynx lynx*) dans le Massif des Vosges : rétablir le Lynx dans un état de conservation favorable dans le cadre d'une démarche participative, concertée et partagée avec les acteurs du territoire. Centre de Recherche et d'Observation sur les Carnivores (CROC). 296 p.

CHENESSEAU D. & BRIAUDET P.E. 2016. Destin de lynx, trombinoscope insolite de lynx identifiés par piégeage photographique : Bingo ! Du massif jurassien aux Vosges, il n'y a qu'un pas... de lynx. Actualité. *Bulletin Lynx du Réseau* 20 : 9–10.

CHRISTEN G. 2017. Le Lynx : un prédateur dans une nature jardinée ? *Le Courrier de la Nature* 303 : 39-45.

CHRISTEN G. 2019. De la gestion à la naturalité : le lynx vient-il déplacer les savoirs de la nature ? *Revue d'Allemagne et des pays de langue allemande* 51-2 : 387-406.

CHRISTEN G., MECHIN C., & WINTZ M. 2016. Le lynx : perturbateur ou partenaire de l'équilibre sylvo-cynégétique ? Regard sur les jeux d'acteurs qui s'approprient le retour du lynx dans la réserve de biosphère transfrontalière Vosges du Nord - Pfälzerwald. *Ann. Sci. Rés. Bios. Trans. Vosges du Nord-Pfälzerwald* 18 : 60-88.

GERMAIN E., CHARBONNEL A., & PAPIN M. 2018. Rapport d'activité 2017 du CROC. Programmes scientifiques et éducation à l'environnement autour des mammifères carnivores sauvages : le Loup gris, le Lynx boréal et le Chat forestier. CROC, Lucy, 121 p.

DREAL Grand Est 2019. Territorialisation du Plan Biodiversité dans la région Grand Est. Plan biodiversité. Validé en comité de l'administration régionale le 29 mai 2019. 12 p.

FERREIRA-KOCH D. 1998. Les éleveurs et les chasseurs des Vosges du Nord et leurs relations au Lynx (*Lynx lynx*). *Image et place de l'animal dans notre société. Ann. Sci. Rés. Bios. Ciconia Vosges du Nord* 6 : 77-94.

GENOT J.-C. 2006. Vivre avec le lynx. Hesse, Saint-Claude-de-Diray (Loir-et-Cher).

GENOT J.-C. 2012. Le Lynx boréal *Lynx lynx* (Linné, 1758). In MULLER Y. (coord.). La Biodiversité (faune, flore, fonge) de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord. Etat des connaissances et évolution au cours des dernières décennies. *Ciconia* 36 : 231-232.

HERRENSCHMIDT V. 1990. Le Lynx : un cas de réintroduction d'un superprédateur. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, Suppl.5 : 159–174.

HERRENSCHMIDT V. & LEGER F. 1987. Le Lynx *Lynx lynx* dans le nord-est de la France. La colonisation du massif jurassien français et la réintroduction de l'espèce dans le massif vosgien. *Ciconia* 2 : 131–151.

HEURICH M., SCHULTZE-NAUMBURG J., PIACENZA N., MAGG N., ČERVENY J., ENGLEDER T., HERDTFELDER M., SLADOVA M., & KRAMER-SCHADT S. 2018. Illegal hunting as a major driver of the source-sink dynamics of a reintroduced lynx population in Central Europe. *Biological Conservation* 224 : 355-365.

HURSTEL A. & LAURENT A. 2016. Première preuve de dispersion du Lynx d'Eurasie (*Lynx lynx*) du Jura vers les Vosges. *Ciconia* 40 : 1–6.

KLAR N., HERRMANN M. & KRAMER-SCHADT S. 2006. Effects of roads on a founder population of lynx in the biosphere reserve "Pfälzerwald -Vosges du Nord" - A model as planning tool. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 : 330–337.

Réseau Loup-Lynx. 2014. Bilan national d'évolution de l'aire de présence détectée du Lynx. Les données du Réseau. *Bulletin Lynx du Réseau* 19 : 26–27.

Réseau Loup-Lynx. 2016. Bilan national d'évolution de l'aire de présence détectée du Lynx en 2014-2015. Les données du Réseau. *Bulletin Lynx du Réseau* 20 : 26–27.

Réseau Loup-Lynx. 2018. Bilan national de l'évolution de l'aire de présence détectée du lynx en 2017. *Flash info* 9 : 3 p.

Réseau Loup-Lynx. 2019. Mise à jour de l'aire de présence détectée du Lynx boréal (*Lynx lynx*) en France - 2018. *Flash info* 10 : 4 p.

MARBOUTIN E., DUCHAMPS C., MORIS P., BRIAUDET P.E., LEGER F., LAURENT A., LEONARD Y., & CATUSSE M. 2011. Le suivi du statut de conservation de la population de lynx en France : bilan pour la période triennale 2008-2010. *Bulletin Lynx du Réseau* 17 : 24–29.

MARBOUTIN E. 2013. Note sur le statut du lynx dans les Vosges. *Bulletin Lynx du Réseau* 18 : 14-16.

MORAND A. 2016. Le Lynx : risques routiers et mesures correctrices – état des lieux et recommandations. Rapport Cerema. 75 p + Annexes.

SAVOURE-SOUBELET A. & MEYER S. 2018. Liste hiérarchisée d'espèces pour la conservation en France. Espèces prioritaires pour l'action publique. V2. Mise à jour 2017. UMS 2006 PatriNat. 21p. http://spn.mnhn.fr/spn_rapports/archivage_rapports/2018/Patrinat%202018%20-%20105%20-%20Liste_hierarchisee_Notice_methodologique_VF.pdf

STAHL P. & VANDEL J.-M. 1998. Le lynx boréal : *Lynx lynx* (Linné, 1758). Société française pour l'Étude et la Protection des Mammifères. *Encyclopédie des carnivores de France* 19 : 65 p.

STAHL P., VANDEL J.-M., & MIGOT P. 2000. La réintroduction du lynx sur le massif vosgien. *Le courrier de la nature* 182 : 25–27.

UICN France, MNHN, SFEPM, & ONCFS. 2009. La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Mammifères de France métropolitaine. Paris, France, 12 p. https://inpn.mnhn.fr/docs/LR_FCE/Liste_rouge_France_Mammiferes_de_metropole.pdf

UICN France, MNHN, SFEPM, & ONCFS. 2017. La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Mammifères de France métropolitaine. Paris, France, 16 p. <https://uicn.fr/wp-content/uploads/2017/11/liste-rouge-mammiferes-de-france-metropolitaine.pdf>

VANDEL J.-M., STAHL P., HERRENSCHMIDT V., & MARBOUTIN E. 2006. Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival and movements to population development. *Biological Conservation* 131 : 370–385.

VANDEL J.-M. & WECKER F. 1995. Présence actuelle du Lynx (*Lynx lynx*) dans le massif des Vosges du Nord (France) et le Palatinat (Allemagne). *Ciconia* 19 : 133–144.

VON ARX M. 2018. *Lynx lynx* (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T12519A145266191. Downloaded on 07 April 2020. <https://www.iucnredlist.org/species/12519/145266191>

VOURC'H A. 1990. Représentation de l'animal et perceptions sociales de sa réintroduction. Le cas du Lynx des Vosges. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, Suppl. 5 : 175–187.

ZIMMERMANN F. & BREITENMOSER U. 2007. Potential distribution and population size of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. *Wildlife Biology* 13 : 406–416.

Gewässerlandschaften im Wandel : Laufkäfer und Fische an der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal

Jens SCHIRMEL, Thomas SCHMIDT, Christian LOEB,
Tanja J. JOSCHKO & Ralf SCHULZ

Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal (EERES)
iES Landau, Institut für Umweltwissenschaften
Universität Koblenz-Landau
Fortstrasse 7
76829 Landau

Zusammenfassung :

Die Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal (Eusserthal Ecosystem Research Station, EERES) der Universität Koblenz-Landau beschäftigt sich mit grundlegenden und angewandten wissenschaftlichen Fragestellungen rund um das Thema „Fließ- und Stillgewässer und deren Bedeutung für Natur und Gesellschaft“. Zu EERES gehören eine Forschungsstation, zwei Freilandlabore für Fließ- und Stillgewässer, eine Fließgerinnenanlage und verschiedene Stationen des Nature Labs, welches für den Wissenstransfer verantwortlich ist. Diese Infrastruktur bietet optimale Bedingungen, um die Auswirkungen von anthropogenen Einflüssen auf Gewässersysteme zu untersuchen. Die diesbezügliche Forschung von EERES ist aktuell in die Forschungsbereiche „Angewandte Evolutionsökologie“, „Ökosystem-Stoffdynamik“ und „Biodiversität und Naturschutz“ gegliedert. Alle Forschungsbereiche beteiligen sich bei der Initiierung und Etablierung verschiedener Monitoringprogramme, die zum Ziel haben, den Status der Biodiversität in und an Gewässern zu erfassen, deren Reaktion auf anthropogene Stressoren zu verstehen und zu untersuchen, wie sich die Artenvielfalt in Zeiten des globalen Wandels über die Zeit entwickelt. Im vorliegenden Artikel sollen erste Erkenntnisse von erhobenen Daten zu Laufkäfern und Fischen an Probestellen rund um EERES präsentiert werden.

Im Jahr 2018 wurden erste Erhebungen zur Laufkäferfauna an EERES durchgeführt. Beprobt wurden der umgebende Wald, das Tal des in 2014 renaturierten Sulzbachs (Freilandlabor Fließgewässer) und der Uferbereich neugeschaffener Auenretentionsbecken (Freilandlabor Stillgewässer). Insgesamt wurden rund um EERES 46 Laufkäferarten erfasst, darunter 9 Arten, die in der Roten Liste von Rheinland-Pfalz als gefährdet (Kategorie 3) eingestuft sind oder auf der Vorwarnliste stehen. Vor allem die recht hohe Anzahl an Arten mit Gefährdungsstatus bei den neu geschaffenen Auenretentionsbecken, aber auch entlang des renaturierten Sulzbachs, zeigen die Wertigkeit dieser Feuchtlebensräume. Um die Vorkommen von Fischen und Rundmäulern im Bereich

von EERES zu charakterisieren, wurden im Jahr 2019 Elektrobefischungen an sechs Untersuchungsstrecken der Fließgewässer auf dem Gelände von EERES durchgeführt. Für jedes gefangene Tier wurde neben der Artbestimmung die Länge protokolliert, um Aufschluss über den Altersaufbau und den Reproduktionsstatus der Bestände zu erhalten. Bei den Rundmäulern wurde zudem zwischen den Larvenstadien und adulten (geschlechtsreifen) Tieren unterschieden. Es wurden die beiden Fischarten Bachforelle (*Salmo trutta* L.) und Groppe (*Cottus gobio* L.) und das Bachneunauge (*Lampetra planeri* BLOCH) aus der Gruppe der Rundmäuler festgestellt. Dies bildet die charakteristische Situation des oberen Rhithrals des Pfälzerwalds ab und die drei vorkommenden Arten sind alle naturschutzrelevant. Forellen und Groppen wurden in allen sechs Untersuchungsstrecken vorgefunden, Bachneunaugen in fünf dieser Abschnitte. Die Größenverteilungen der drei Arten zeigen, dass es sich um selbst-reproduzierende Bestände handelt und der grundsätzliche Altersaufbau der Populationen entspricht weitgehend den Erwartungen an naturnahe Verhältnisse.

Die ersten Ergebnisse aus den gestarteten Monitoringprogrammen zeigen, dass im Bereich von EERES hinsichtlich Laufkäfer und Fische eine typische Fauna für naturnahe Lebensräume vorhanden ist und zahlreiche naturschutzrelevanten Arten vorkommen. Für die Zukunft wird es bedeutend sein, langfristige Erhebungen an verschiedenen Gewässern der Südpfalz durchzuführen, um den Status und die Entwicklung der Biodiversität und deren Reaktion auf anthropogene Stressoren evaluieren zu können. Hier sieht sich EERES verantwortlich und versucht über Projekte geeignete Monitoringprogramme aufzubauen und somit auch wertvolle Daten im Gebiet des Biosphärenreservats Pfälzerwald-Nordvogesen liefern zu können.

Schlüsselwörter : Anthropogener Einfluss, Biodiversitätsmonitoring, Globaler Wandel, Klimawandel, Laufkäfer, Fische, Fließgewässer, Renaturierung, Stillgewässer

Résumé :

La station de recherche sur les écosystèmes d'Eußerthal (Eusserthal Ecosystem Research Station, EERES) de l'université de Koblenz-Landau traite des questions scientifiques fondamentales et appliquées concernant le thème „Les eaux courantes et les eaux stagnantes et leur importance pour la nature et la société“. L'EERES comprend une station de recherche, deux laboratoires extérieurs pour les eaux courantes et les eaux stagnantes, une installation de simulation des eaux courantes et différentes stations du « NatureLab » (une institution responsable pour la transmission du savoir). Cette infrastructure offre des conditions optimales pour étudier les effets des influences anthropiques sur les systèmes d'eau. La recherche de l'EERES dans ce domaine est divisée en trois domaines de recherche : « Écologie évolutive appliquée », « Dynamique des matériaux des écosystèmes » et « Biodiversité et protection de la nature ». Ces trois domaines de recherche participent actuellement au lancement et à la mise en place de divers programmes de surveillance visant à évaluer l'état de la biodiversité dans les masses d'eau et aux alentours, à comprendre leur réaction aux facteurs de stress anthropiques et



à étudier la manière dont la biodiversité évolue dans le temps en période de changement global. Cet article présente les premiers résultats des données recueillies sur les carabes et les poissons sur les sites d'échantillonnage autour de la station de recherche sur les écosystèmes d'Eußerthal.

En 2018, les premières enquêtes sur la faune de carabes ont été menées par la station de recherche sur les écosystèmes d'Eußerthal. Des échantillons ont été prélevés dans la forêt environnante, dans la vallée du Sulzbach renaturée (laboratoire extérieur pour les eaux courantes) et sur les rives des bassins de rétention des zones alluviales récemment créées (laboratoire extérieur pour les eaux stagnantes). Au total, 46 espèces de carabes ont été recensées autour de la station de recherche sur les écosystèmes d'Eußerthal, dont 9 espèces classées comme menacées (catégorie 3) dans la liste rouge de la Rhénanie-Palatinat ou figurant sur la liste d'alerte précoce. Le nombre élevé d'espèces menacées dans les bassins de rétention des plaines inondables nouvellement créés et le long de la rivière Sulzbach renaturée montre en particulier la valeur de ces habitats de zones humides. Afin de caractériser la présence de poissons et de cyclostomes dans le domaine de la station de recherche sur les écosystèmes d'Eußerthal, une pêche électrique a été réalisée en 2019 sur six sections d'étude des cours d'eau (entre 40 et 110 m de long) sur le site de la station. On a identifié l'espèce de chaque animal capturé et enregistré sa longueur afin d'obtenir des informations sur la structure d'âge et le statut de reproduction des populations. Pour les cyclostomes, une distinction a été faite entre les stades larvaires et les animaux adultes (sexuellement matures). Les espèces de poissons identifiées sont la truite de rivière (*Salmo trutta* L.) et le chabot (*Cottus gobio* L.) ainsi que la lamproie de Planer (*Lampetra planeri* Bloch) du groupe des cyclostomes. Cela reflète la composition typique des espèces des hauts plateaux du Pfälzerwald. Les trois espèces sont pertinentes pour la conservation de la nature. Des truites et des chabots ont été trouvés dans les six sections d'étude, tandis que des lamproies de Planer n'ont été enregistrées que dans les trois sections d'étude du Sulzbach renaturé. La répartition des tailles des trois espèces montre qu'il s'agit de populations autoreproductrices et la structure d'âge de base des populations correspond largement aux attentes de conditions quasi naturelles.

Les premiers résultats des programmes de surveillance qui ont été lancés montrent que dans le domaine de la station de recherche sur les écosystèmes d'Eußerthal, il existe une faune typique des habitats quasi-naturels en ce qui concerne les carabes et les poissons et que de nombreuses espèces importantes pour la conservation de la nature y sont présentes. À l'avenir, il sera important de mener des enquêtes à long terme dans différentes eaux du sud du Palatinat afin d'évaluer l'état et le développement de la diversité et sa réponse aux facteurs de stress anthropiques. L'EERES s'en considère responsable et tente d'établir des programmes de surveillance par le biais de projets. On espère pouvoir fournir ainsi des données précieuses pour le bassin versant de la réserve de biosphère de Pfälzerwald-Vosges du Nord.

Mots clefs: influence anthropique, surveillance de la biodiversité, changement global, changement du climat, carabes, poissons, renaturation, plans d'eau

Abstract

The Eusserthal Ecosystem Research Station (EERES) of the University of Koblenz-Landau focusses on basic and applied research questions about the significance of flowing and still water ecosystems for nature and society. The EERES consists of a research station, two field laboratories for flowing and still waters, a streaming channel and various Nature Lab stations which are responsible for the transfer of knowledge. This infrastructure provides optimal conditions for studying anthropogenic impacts on freshwater ecosystems. The associated research conducted by the EERES is currently divided between the three research teams: "Applied evolutionary ecology", "Ecosystem substance dynamics" and "Biodiversity and Conservation". All three research teams are engaged in initiating and establishing monitoring programmes whose aim is to record the status of biodiversity in and around freshwater ecosystems, to understand its reaction to anthropogenic stressors and to analyse the development over time in the face of global change. This article presents the initial findings from data recorded on the carabid beetle and fish fauna sampled at locations around the EERES.

The first surveys on carabid beetles were conducted at the EERES in 2018. Samples were taken from the surrounding forest, the Sulzbach valley which was recultivated in 2014 (field laboratory flowing water) and in the shore area of the newly created floodplain (field laboratory still water). In total, 46 types of carabid beetle were found around the EERES, of which 9 species were classified in the Rhineland-Palatinate red list as endangered (category 3) or featured in the early warning list. The significance of these freshwater ecosystems is reflected in the particularly high numbers of species classified as endangered in the newly created floodplain as well as along the recultivated Sulzbach. In order to characterise the occurrence of fish and cyclostomes at EERES, electrofishing was carried out in six stream sections on the EERES site in 2019. For every animal caught, the length and species were recorded in order to obtain information on the age structure and the reproduction status of the populations. In the case of cyclostomes, distinctions were also made between larvae and adult (mature) species. The two fish species brown trout (*Salmo trutta*) and bullhead (*Cottus gobio*) were identified in addition to the European Brook lamprey (*Lampetra planeri*) from the group of cyclostomes. This reflects the typical composition of species in the upper reaches in the Palatinate Forest. All three species are of concern in terms of conservation. Brown trout and bullheads were found in all six stream sections and the European Brook lamprey was identified in five of them. The size distributions of the three species point to self-reproducing populations and their basic age structures largely correspond to expectations for natural conditions.

The initial results from the current monitoring programmes indicate that typical fauna exists in the EERES area for near-natural ecosystems for carabid beetle and fish with the occurrence of numerous species of ecological concern. For the future, it will be necessary to conduct long-term research into several freshwater ecosystems in southern Palatinate in order to evaluate the status of biodiversity and its relation to anthropogenic stressors. The EERES is assuming responsibility in this area and aims to establish suitable monitoring programmes, which will also provide important data within the area of the biosphere reserve of the Palatinate Forest and Northern Vosges.

Key words: anthropogenic influence, biodiversity monitoring, global transformation, climate change, carabid beetle, fish, flowing water, recultivation, still waters

1. Die Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal (EERES)

Die Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal (**E**usserthal **E**cosystem **R**esearch **S**tation, EERES) der Universität Koblenz-Landau, gelegen im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen, beschäftigt sich mit grundlegenden und angewandten wissenschaftlichen Fragestellungen rund um das Thema „Fließ- und Stillgewässer und deren Bedeutung für Natur und Gesellschaft“. Der Schwerpunkt liegt dabei auf unterschiedlichen Aspekten des anthropogenen Einflusses auf die aquatische und terrestrische Biodiversität, insbesondere in Hinblick auf den Klimawandel, Schadstoffbelastungen und auf unterschiedliche Landnutzungen im Umfeld kleiner Fließgewässer. Der vorliegende Artikel beschreibt die für die Forschung zur Verfügung stehende Infrastruktur (Kapitel 1.2) und die Forschungsbereiche von EERES (Kapitel 1.3) und gibt einen Einblick in faunistische Arbeiten zu Laufkäfern (Kapitel 2) und Fischen und Rundmäulern (Kapitel 3), die im Rahmen von kürzlich gestarteten Monitoringprogrammen erhoben wurden.

1.1 Infrastruktur

Zu EERES gehören eine Forschungsstation, zwei Freilandlabore für Fließ- und Stillgewässer, eine Fließgerinneanlage und verschiedene Stationen des Nature Labs, welches für den Wissenstransfer verantwortlich ist (Abb. 1). Diese Infrastruktur bietet optimale Bedingungen, um beispielsweise experimentell die Auswirkungen von anthropogenen Einflüssen auf Gewässersysteme zu untersuchen. Erweitert werden sollen die bereits bestehenden Forschungsmöglichkeiten durch den Neubau des Laborgebäudes „ecoLAB“, welches insbesondere Forschung zu klimarelevanten Aspekten auf unsere heimischen Fließgewässer ermöglichen soll.

In der Forschungsstation befinden sich für tierökologische Forschungsarbeiten drei Tierhalterungs- und Versuchsräume, Aquakultur- und Aquarienanlagen sowie Klimakammern. Insbesondere über ökologische Ansprüche von Fischen, Krebsen, Amphibien und Reptilien und deren Schutz kann hier intensiv geforscht werden. In einer Klimakammer und den Aquarienanlagen sind wichtige Umweltvariablen wie Temperatur und Lichtregime präzise steuerbar. Dies bietet optimale Bedingungen, um beispielsweise experimentell die Auswirkungen des Klimawandels auf Gewässersysteme zu untersuchen und daraus Anpassungsoptionen und Managementstrategien zu entwickeln.

Das Freilandlabor Fließgewässer befindet sich auf der nördlichen Seite der Forschungsanlage. Seit der naturnahen Umgestaltung des Sulzbaches im Jahr 2014 im Rahmen einer Renaturierungsmaßnahme über die Aktion Blau Plus des Landes Rheinland-Pfalz, steht den Wissenschaftlern*innen das gesamte Fließgewässer sowie das angrenzende Gelände als Forschungsstandort zur Verfügung. Neben einem Langzeitmonitoring, in dem seit Oktober 2015 zahlreiche abiotische Parameter wie

Wasserabfluss, Wassertemperatur oder die Bachentwicklung aufgenommen werden, finden auch wissenschaftliche Untersuchungen zur Nahrungszusammensetzung von Spinnen im Wasser-Land-Übergangsbereich (aquatisch-terrestrische Kopplung) und zum Einfluss der Vegetationsstruktur auf die Biodiversität statt.

Zum Freilandlabor Stillgewässer gehören drei Becken, in denen Wissenschaftler*innen die Möglichkeit haben, fischökologische Experimente mit unterschiedlichen abiotischen Parametern unter gleichen hydrologischen Bedingungen durchzuführen. Ferner bieten 12 gleichgestaltete Auenretentionsbecken die Möglichkeit Wasser-Land-Interaktionen zu untersuchen. Jedes dieser Becken ist in seiner Wasserdynamik einzeln steuerbar. Ebenso wie beim Freilandlabor Fließgewässer, stehen beim Freilandlabor Stillgewässer unterschiedliche Daten zur Verfügung, wie beispielsweise Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und die Sukzession der Ufervegetation. Dieses regelmäßige Monitoring von verschiedenen Umweltparametern im Freilandlabor Stillgewässer, ermöglicht die Erstellung von Langzeit-Versuchsreihen, über die prinzipielle Erkenntnisse zu Energie- und Stoffflüssen in Auenlandschaften gewonnen werden.

Eine moderne Fließgerinneanlage bestehend aus 16 einzelnen Edelstahlrinnen (3,6 m x 0,3 m x 0,3 m) befindet sich im sogenannten „Alten Bruthaus“ der ehemaligen Fischzuchtanlage des Landesfischereiverbandes Pfalz e.V. In dieser Modell-Ökosystemanlage (Mikrokosmenanlage) lassen sich unter kontrollierten Bedingungen Fließgewässer mit den darin befindlichen aquatischen Lebensgemeinschaften nachbilden und unter realitätsnahen, aber kontrollierten und reproduzierbaren Bedingungen untersuchen. Die Fließgerinneanlage ermöglicht aktuell die Untersuchung vielfältiger limnologischer und ökologischer Fragestellungen unter kontrollierten und gleichzeitig sehr naturnahen Bedingungen. Zukünftig sollen hier auch Möglichkeiten für Untersuchungen mit verschiedenen Klimawandelszenarien (Erhöhung der Wassertemperatur) und über die Auswirkungen von unterschiedlichen Schadstoffen auf aquatische Gemeinschaften geschaffen werden.



Abb. 1: Infrastruktur der Ökosystemforschung Anlage Eußerthal.

Das Nature Lab von EERES steht für forschungsnaher Umweltbildung und Wissenstransfer zum Thema ökologische und gesellschaftliche Bedeutung von Gewässern. Das Anliegen des Nature Labs ist es, Wissenschaft erlebbar und verständlich

zu machen. Besonders im Fokus stehen dabei wissenschaftliche Fragestellungen, die auf der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal durchgeführt werden. Neben verschiedenen Infotafeln entlang der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal, die für die breite Öffentlichkeit zugänglich sind, können Schüler*innen unterschiedlicher Altersgruppen Kursangebote als Ergänzung zum regulären naturwissenschaftlichen Unterricht wahrnehmen. Dazu gehört beispielsweise die Gewässer-Akademie KIDS, in der Schüler*innen der Grundschule gewässerökologische Untersuchungen und Unterschiede zwischen Still- und Fließgewässer erforschen. Dieses Angebot gibt es auch in digitaler Form, so dass auch Schüler*innen, die nicht die Möglichkeit haben das Nature Lab zu besuchen, sich mit gewässerökologischen Themen beschäftigen können. Ferienkurse und weitere online-Angebote ergänzen das Programm vor Ort.

1.2 Forschungsbereiche

Die Forschung von EERES ist in drei Forschungsbereiche gegliedert und umfasst grundlegende und angewandte ökologische Fragestellungen.

- Der Forschungsbereich Angewandte Evolutionsökologie setzt sich mit der Entwicklung von biologischer Diversität und Populationsdynamiken auseinander. Wichtige Faktoren sind hierbei die durch Menschen verursachten Veränderungen der Ökosysteme. Erkenntnisse und Theorien der modernen Ökologie und Evolutionsbiologie sollen für die Bewältigung aktueller Umweltprobleme und für ein zukunftsgerichtetes Handeln nutzbar gemacht werden. Im Fokus stehen dabei der Schutz und das Management der genetischen Vielfalt heimischer Fischarten und ihrer Lebensräume. Die Leitfrage des Forschungsbereiches lautet: Wie kann das evolutionäre Potential der heimischen Fischfauna nachhaltig gesichert werden?
- Der Hauptschwerpunkt des Forschungsbereichs Ökosystem-Stoffdynamik liegt auf Untersuchungen von (Schad-) Stoffbelastungen kleiner Gewässer. Ein spezifischer Fokus liegt hierbei auf Belastungsgradienten, d.h. es werden unbelastete, gering bis hin zu stark belastete Gewässerökosysteme vergleichend untersucht. Das Untersuchungsgebiet umfasst ein zusammenhängendes Gewässersystem (Sulzbach-Eußerbach-Queich-Rhein), welches unterschiedliche Belastungsquellen (z.B. Landwirtschaft, Weinbau) aufweist. Das Freilandlabor Fließgewässer von EERES stellt für alle wissenschaftlichen Untersuchungen einen unbelasteten Referenzstandort dar. Die Forschungsergebnisse werden anschließend sowohl in einen regionalen als auch in einen internationalen Kontext gestellt.
- Der Forschungsbereich Biodiversität und Naturschutz untersucht anthropogene Auswirkungen auf die Artenvielfalt im Uferbereich von Gewässern. Der Fokus liegt dabei auf ausgewählten Indikatorgruppen unterschiedlicher trophischer Ebenen (z.B. Pflanzen, Heuschrecken, Laufkäfer, Spinnen). Biodiversitätsmuster werden auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen betrachtet und umfassen sowohl taxonomische, als auch funktionale Aspekte. Schwerpunktmäßige Forschungsthemen sind (i) Großräumige Biodiversitätsmuster von Uferlebensräumen entlang von Fließgewässern, (ii) Einfluss von invasiven Uferpflanzen (z.B. Japanknöterich, Indisches Springkraut) auf Biodiversität,

(iii) Erfolg von Flussrenaturierungen hinsichtlich Biodiversität und Indikatorarten in Uferhabitaten und (iv) Förderung von Biodiversität und naturschutzrelevanten Arten durch geeignetes Management von Uferlebensräumen.

Alle drei Forschungsbereiche beteiligen sich derzeit bei der Initiierung und Etablierung verschiedener Monitoringprogramme. Diese haben das Ziel, den Status der Biodiversität in und an Gewässern zu erfassen, deren Reaktion auf anthropogene Stressoren zu verstehen und zu untersuchen, wie sich die Artenvielfalt in Zeiten des globalen Wandels entwickelt. Hierfür werden seit 2018 mehrere Probestellen an Fließgewässern und Stillgewässern in der Südpfalz von EERES untersucht. Neben der Erfassung von verschiedenen aquatischen und (semi-) terrestrischen Organismengruppen (u.a. Fische, Makrozoobenthos, Pflanzen, Laufkäfer) liegt ein weiterer Schwerpunkt auf der Aufnahme von abiotischen Habitat- und Landschaftsnutzungsparametern. So werden etwa physiko-chemische Gewässerparameter, Pestizidbelastung und die Art der umgebenden Landnutzung erhoben und in Bezug zum Vorkommen der Organismen gesetzt. Im vorliegenden Artikel sollen erste Erkenntnisse von erhobenen Daten zu Laufkäfern und Fischen an Probestellen rund um EERES präsentiert werden.

2. Die Laufkäferfauna der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal

2.1 Methoden

Die Laufkäfer wurden mit Bodenfallen (Plastikbecher mit 7 cm Durchmesser) in 2018 erhoben. Beprobt wurden a) der umgebende Wald der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal, b) das Tal des renaturierten Sulzbachs (Freilandlabor Fließgewässer) und c) der Uferbereich der neu geschaffenen Auenretentionsbecken (Freilandlabor Stillgewässer). Insgesamt wurden im Wald 42 Fallen vom 07. bis 14. Mai (N=294 Fallentage), im Freilandlabor Fließgewässer 70 Fallen vom 07. bis 14. Mai (N = 490 Fallentage) und im Freilandlabor Stillgewässer 48 Fallen im Mai (07.-14.05 und 18.-22.05), sowie im Herbst (14.-21.09. und 03.-09.10) aufgestellt (N = 1248 Fallentage; Tabelle 1).

Die Laufkäfer wurden nach MÜLLER-MOTZFELD (2004) auf Artniveau bestimmt. Angaben zum Status in der Roten Liste, sowie der Häufigkeit sind SCHÜLE & PERSOHN (2000) und zu den Lebensraumpräferenzen GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE (2009) entnommen.

2.2 Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden bei den Erhebungen rund um die Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal 46 Laufkäferarten erfasst. Darunter sind 3 Arten, die in der Roten Liste von Rheinland-Pfalz als gefährdet (Kategorie 3) eingestuft sind und 6 weitere Arten, die auf der Vorwarnliste stehen (Tab. 1). *Bembidion sexpunctatum* und *Chlaenius nigricornis* sind zudem als selten eingestuft.

Art	Still- gewässer	Fließ- gewässer	Wald	Gesamt	Rote Liste R-P ¹	Häufigkeit ²	Lebensraum- präferenz ³
Fallentage	N=1248	N=490	N=294	N=2032			
<i>Abax ovalis</i>	0	0	2	2	-	mh	6
<i>Abax parallelepipedus</i>	0	4	68	72	-	sh	6
<i>Abax parallelus</i>	0	0	15	15	-	mh	6
<i>Acupalpus flavicollis</i>	1	7	0	8	-	mh	4, 4.4, 4.5, 3.3, 3.4
<i>Acupalpus meridianus</i>	1	0	0	1	V	mh	9, 3.3, 8.1
<i>Agonum emarginatum</i>	11	11	0	22	-	mh	4.5
<i>Agonum sexpunctatum</i>	7	1	0	8	-	mh	8.1, 9.7, 6.5
<i>Amara aenea</i>	0	1	0	1	-	h	9.7, 9.5, 5, 7, 9, 6.5
<i>Bembidion articulatum</i>	10	0	0	10	-	h	4, 3.3, 3.4
<i>Bembidion biguttatum</i>	1	0	0	1	-	mh	4.4, 4.5, 4.6, 5
<i>Bembidion bruxellense</i>	1	0	0	1	V	mh	3.4, 4
<i>Bembidion femoratum</i>	3	0	0	3	-	h	8.1, 3.2, 3.1, 9
<i>Bembidion guttula</i>	0	2	0	2	V	mh	4.6, 9.5
<i>Bradycellus harpalinus</i>	0	1	0	1	-	mh	9, 9.7, 6.5, 7, 2.1
<i>Bembidion (genei) illigeri</i>	26	0	0	26	-	mh	8.1, 3.3
<i>Bembidion lampros</i>	1	0	0	1	-	Sh	e
<i>Bembidion semipunctatum</i>	1	0	0	1	3	S	3.3, 3.2, 3.4
<i>Bembidion tetracolum</i>	11	0	0	11	-	Sh	4.0, 3, 5.2, 9
<i>Carabus granulatus</i>	1	18	0	19	-	H	5, 4, 9
<i>Carabus intricatus</i>	0	0	1	1	-	Mh	6.3, 6.4, 6.1
<i>Chlaenius nigricornis</i>	0	1	0	1	3	S	4.6, 4.5, 4.0
<i>Chlaenius vestitus</i>	155	0	0	155	V	Mh	3.3, 3.1, 3.2
<i>Cicindela campestris</i>	2	0	0	2	-	H	8.1, 7, 6.5
<i>Clivina collaris</i>	1	1	0	2	-	Mh	3.3, 3.2, 3.4
<i>Clivina fossor</i>	0	4	0	4	-	Mh	e
<i>Drypta dentata</i>	0	3	0	3	-	Mh	9, 4
<i>Dyschirius agnatus</i>	1	0	0	1	-	Mh	3
<i>Elaphrus cupreus</i>	1	0	0	1	-	H	5, 4.4, 4.0
<i>Elaphrus riparius</i>	74	0	0	74	-	H	3.3, 3.4
<i>Harpalus tardus</i>	0	1	0	1	-	H	9
<i>Loricera pilicornis</i>	2	2	0	4	-	H	e
<i>Molops piceus</i>	0	0	5	5	-	Mh	6
<i>Nebria brevicollis</i>	22	1	2	25	-	H	e
<i>Oodes helopiodes</i>	1	1	0	2	V	Mh	4.4, 4.5, 4.6, 5.1

<i>Panagaeus cruxmajor</i>	1	0	0	1	3	Mh	9, 7, 6.5
<i>Paranichus albipes</i>	27	1	0	28	-	Mh	3, 4.0
<i>Poecilus cupreus</i>	0	1	0	1	-	H	9.2, 9.4, 9.7
<i>Poecilus versicolor</i>	0	13	0	13	-	Sh	9.5, 9.2
<i>Pterostichus anthracinus</i>	0	1	0	1	-	Mh	5, 4
<i>Pterostichus cristatus</i>	0	0	1	1	-	Mh	6.2, 6.3
<i>Pterostichus diligens</i>	3	1	0	4	V	Mh	4, 5.1
<i>Pterostichus nigrita</i>	4	1	0	5	-	Mh	4, 5
<i>Pterostichus strenuus</i>	0	4	0	4	-	H	e
<i>Stenolophus mixtus</i>	0	1	0	1	-	Mh	4.4, 4.0
<i>Trechus obtusus</i>	2	1	0	3	-	H	5, 4
<i>Trichotichnus nitens</i>	0	0	2	2	-	Mh	6
Total Individuen	371	83	96	550			
Total Arten	27	25	8	46			
Total Individuen RL R-P	163	5	0	168			
Total Arten RL R-P	7	4	0	9			

¹Rote Liste der Laufkäfer von Rheinland-Pfalz nach Schüle & Persohn (2000): 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste

²Häufigkeit der Laufkäfer von Rheinland-Pfalz nach Schüle & Persohn (2000): sh = sehr häufig, h = häufig, mh = mäßig häufig, s = selten

³Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer nach Gesellschaft für Angewandte Carabidologie (2009):

2.1 = subalpine und alpine Wiesen, Weiden, Rasen und Heiden

3 = Vegetationsarme Ufer, Bänke und Aufschwemmungen; 3.1 = Geröll, Schotter, Kies; 3.2 = Sand; 3.3 = Schluff, Lehm, Ton; 3.4 = organisches Material (Schlamm, Schlick)

4 = Vegetationsreiche Ufer, Sümpfe, Moore, Feucht- und Sumpfteiden; 4.0 = Vegetationsreiche Ufer; 4.4 = Großseggenriede, Röhrichte; feuchte und nasse Hochstaudenfluren; 4.5 = feuchte und nasse Hochstaudenfluren; 4.6 = Feucht- und Nassgrünland (Wiesen, Weiden)

5 = Feucht- und Nasswälder Waldsäume sonstiger Standorte; 5.1 = Sumpf-, und Bruchwald, Weidengebüsche nasser Standorte u. a. (inkl. Vorwaldstadien nährstoffreicher Moore); 5.2 = Auwald

6 = Wälder, Vorwälder und Lichtungen / Waldsäume sonstiger Standorte; 6.1 = trockenwarme Wälder und Gebüsche sowie offenere, historische Waldnutzungsformen (Hute-, Mittel-, Niederwald); 6.2 = montane bis subalpine Wälder; 6.3 = mesophile Falllaub- und Tannenwälder und Forste; 6.4 = azidophile Laub- und Nadelwälder und Forste; 6.5 = Vorwälder und offene Strukturen in Wäldern (Schlagfluren, Säume, Lichtungen, Alleen, Einzelbäume)

7 = trockene, an größeren Gehölzen freie oder arme Biotope

8.1 = Roh- und Skelettböden (nicht auespezifisch; z. B. Rutschungen)

9 = Biotope der weitgehend offenen Kulturlandschaft mittlerer Standorte; 9.2 = Äcker (mit typischen Begleitstrukturen) auf anderen Böden; 9.4 = Weinberge (mit typischen Begleitstrukturen) auf anderen Böden; 9.5 = Grünland: Wiesen, Weiden (mit typischen Begleitstrukturen) im planaren bis submontanen Bereich; 9.7 = kurzlebige Ruderalfluren und Pioniergesellschaften

e = eurytop

Tab. 1 : Laufkäferarten und Individuenzahlen an drei Standorten der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal. Angegeben ist der jeweilige Status der Art in der Roten Liste, deren Häufigkeit sowie die Lebensraumpräferenz.

Am Freilandlabor Stillgewässer wurden 27 Arten (371 Individuen) erfasst, darunter 7 Arten die auf der Roten Liste mit einem Gefährdungsstatus aufgeführt sind. Auffallend ist besonders das individuenreiche Vorkommen von *Chlaenius vestitus* (Vorwarnliste). Mit 155 erfassten Individuen macht die Art etwa 42% aller nachgewiesenen Individuen an diesem Standort aus (Tab. 1). Exklusiv an den „Auenbecken“ vorkommende Arten (mit insgesamt mindestens 10 erfassten Individuen) waren *Bembidion articulatum*, *B. illigeri*, *B. tetracolum*, *Chlaenius vestitus*, und *Elaphrus riparius*. Weitere typische Arten waren *Paranchus albipes* (96% aller gefangenen Individuen), *Nebria brevicollis* (88%) und *Agonum emarginatum* (50%).

Mit den Bodenfallen im Freilandlabor Fließgewässer wurden 25 Arten (83 Individuen) erfasst. Davon sind 4 Arten auf der Roten Liste aufgeführt. Besonders typische Arten für diesen Standort waren *Poecilus versicolor* (100%), *Carabus granulatus* (95%) und *Agonum emarginatum* (50%) (Abb. 2).

Im Wald wurden insgesamt 8 Arten nachgewiesen, die alle mäßig bis sehr häufig vorkommen und nicht als gefährdet in der Roten Liste aufgeführt sind. Besonders typisch für den Wald waren *Abax parallelus* (100%) und *A. parallelepipedus* (94%) (Abb. 2).

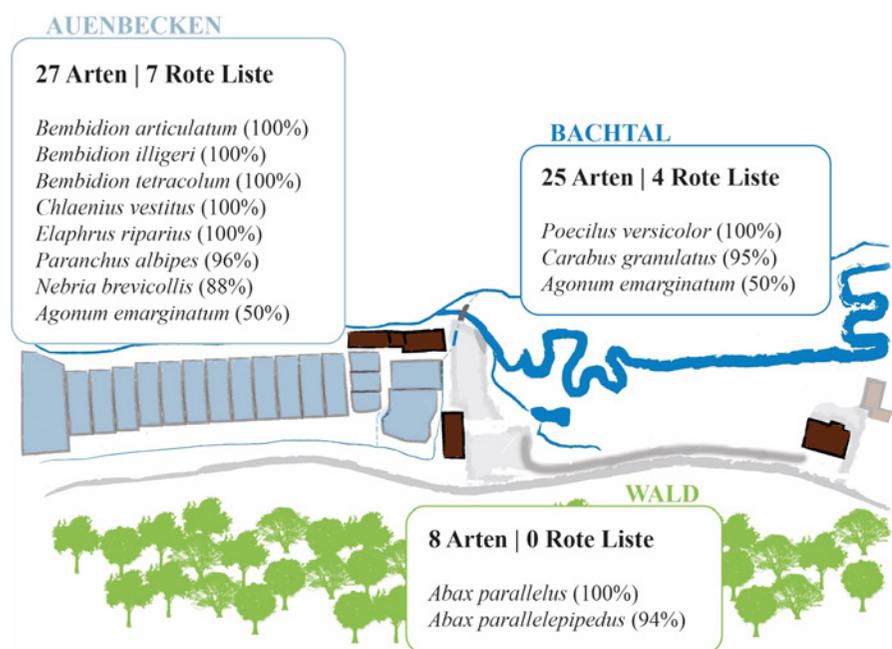


Abb. 2 : Übersicht über die Anzahl aller nachgewiesenen Arten sowie Arten mit Gefährdungsstatus auf der Roten Liste für Rheinland-Pfalz an den drei beprobten Standorten Freilandlabor Stillgewässer, Freilandlabor Fließgewässer und Wald an der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal. Zudem sind typische Arten für die jeweiligen Standorte angegeben (für Arten mit insgesamt mindestens 10 nachgewiesenen Individuen, Angaben in % aller erfassten Individuen). *Chlaenius vestitus* ist auf der Vorwarnliste aufgeführt (Abb. 2).

Bereits diese stichprobenartigen Erhebungen zeigen eine bemerkenswerte Laufkäferfauna im Gebiet von EERES. Vor allem die recht hohe Anzahl an Arten mit Gefährdungsstatus bei den neu geschaffenen Auenbecken, aber auch entlang des renaturierten Sulzbachs zeigen die Wertigkeit dieser Feuchtlebensräume. Auch könnte dies auf einen naturschutzfachlichen Erfolg der durchgeführten Maßnahmen hindeuten. Zahlreiche (naturschutzrelevante) Laufkäferarten sind feuchtigkeitsliebend und in ihrem Vorkommen an Gewässer gebunden (HELLING, 1993). Insbesondere Laufkäfer, die entlang von Fließgewässern und in Auenbereichen vorkommen, sind aber häufig durch anthropogene Einflüsse (z.B. Intensivierung der umgebenden Landnutzung und Schadstoffeintrag) gefährdet. Dem Schutz und der Renaturierung dieser Lebensräume kommen daher eine hohe Bedeutung zu. Weitere zukünftige Erhebungen auf der Ökosystemforschungs-Anlage sollen weitere Erkenntnisse über die Laufkäferfauna und deren Entwicklung geben. Unter den Laufkäfern befinden sich zahlreiche naturschutzrelevante Arten, die besonderen rechtlichen Vorschriften unterliegen (BNatSchG §7, FFH-Richtlinie), für die Rheinland-Pfalz eine besondere Verantwortung trägt (LUWG, 2015) oder die als bedroht in der Roten Liste Rheinland-Pfalz eingestuft sind (SCHÜLE & PERSOHN, 2000).

3. Fische und Rundmäuler auf der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal

3.1 Methoden

Um die Vorkommen von Fischen (Teleostei) und Rundmäulern (Cyclostomata) im Bereich der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal zu charakterisieren, wurden am 23. September 2019 Elektrofischungen in sechs Bereichen der Fließgewässer auf dem Gelände der Anlage durchgeführt. Die sechs Untersuchungsabschnitte unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Habitatcharakteristik und ergeben in der Gesamtbetrachtung einen vollständigen Überblick über die Fische und Rundmäuler der Anlage. Insgesamt wurde ca. 480 m Fließstrecke watend befischt (Tab. 2, Abb. 3). Für jedes gefangene Tier wurde neben der Artbestimmung die Totallänge [mm] von der Schnauzenspitze bis zum hinteren Rand der Schwanzflosse protokolliert, um Aufschluss über den Altersaufbau und den Reproduktionsstatus der Bestände zu erhalten. Bei den Rundmäulern wurde zudem zwischen den Larvenstadien („Querder“) und adulten, also geschlechtsreifen Tieren unterschieden. Die Länge der befischten Strecken variierte zwischen 40 und 110 m (Tab. 2). Um die Nachweiszahlen zwischen den Untersuchungsstrecken vergleichen zu können, wurde für jeden Abschnitt die Anzahl Individuen pro Meter befischter Strecke je Art berechnet.

Probestelle	Länge [m]	Beschreibung
AS	110	Bett des Sulzbachs vor der Renaturierung
K1	90	Zuflusskanal zum „Freilandlabor Stillgewässer“ in naturnahem Zustand
K2	40	Zuflusskanal zum „Freilandlabor Stillgewässer“ in naturfernem Zustand
NS1	70	Renaturierter Sulzbach mit schwach ausgeprägter Längskrümmung
NS2	110	Renaturierter Sulzbach mit stark mäandrierendem Verlauf
NS3	60	Renaturierter Sulzbach mit linearem Verlauf

Tab. 2 : Übersicht über die sechs Untersuchungsstrecken auf der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal.

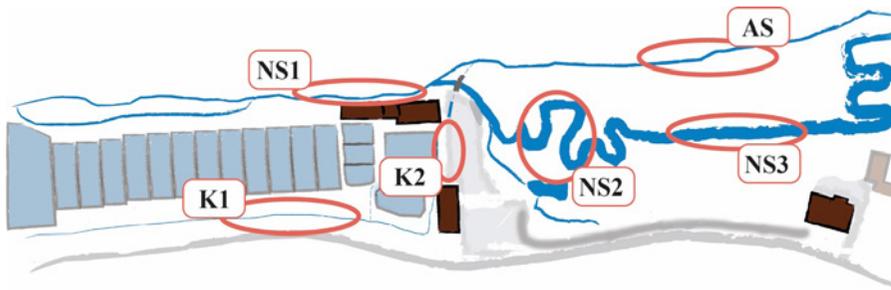


Abb. 3 : Schematische Skizze der Lage der Untersuchungsstrecken von Elektrofischungen in den Fließgewässern auf dem Gelände der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal.

3.2 Ergebnisse und Diskussion

Der Gesamtfang der Befischungen in den Fließgewässern auf dem Gelände von EERES belief sich auf 408 Tiere. Es wurden die beiden Fischarten Bachforelle (*Salmo trutta*) und Groppe (*Cottus gobio*) und das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) aus der Gruppe der Rundmäuler festgestellt. Die Bachforelle (N = 188) und die Groppe (N = 173) waren deutlich häufiger als das Bachneunauge (N = 47) und etwa mit der gleichen Anzahl an Individuen vertreten (Tab. 3, Abb. 4). Vier (15%) der 47 Bachneunaugen hatten das Erwachsenenstadium erreicht. Die Anzahl der Bachneunaugen wird wahrscheinlich etwas unterschätzt, da die Querder eingegraben in Feinsedimentbänken leben und bei Elektrofischungen typischerweise nicht alle Tiere das Sediment verlassen und beobachtet werden können.

Forellen und Gropen wurden in allen sechs Untersuchungsstrecken vorgefunden. Bachneunaugen waren in den drei Untersuchungsabschnitten des renaturierten Sulzbaches (NS1 – NS3) anzutreffen. Mehrere Individuen fanden sich ebenfalls in dem naturnäher strukturierten Bereich des Zuflusskanals zum „Freilandlabor Stillgewässer“ (K1). Im oberhalb davon liegenden, beidseitig durch Mauerwerk gefassten Bereich dieses Kanals (K2) konnte lediglich ein Querder gefangen werden. Im Bereich des „Alten Sulzbachs“ (AS), welcher nicht renaturiert wurde und dem Gewässerbett des Sulzbaches vor den Renaturierungsmaßnahmen entspricht, fehlte das Bachneunauge vollständig. Hierfür können sowohl das Fehlen von geeigneten Larvenhabitaten, als auch Defizite in der Gewässerdurchgängigkeit ursächlich sein. Dem ersten Anschein nach reagiert das Bachneunauge sensibler als die beiden Fischarten auf strukturelle Defizite des Gewässers.

Probestelle	Bachforelle	Groppe	Bachneunauge		Gesamt
			juvenil	adult	
AS	15	23			38
K1	40	36	9	3	88
K2	5	48	1		54
NS1	17	38	22	1	78
NS2	95	10	5		110
NS3	16	18	6		40
Σ	188	173	43	4	408

Tab. 3 : Übersicht über nachgewiesene Individuen von Fischen und Rundmäuler an sechs Probestellen auf der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal.

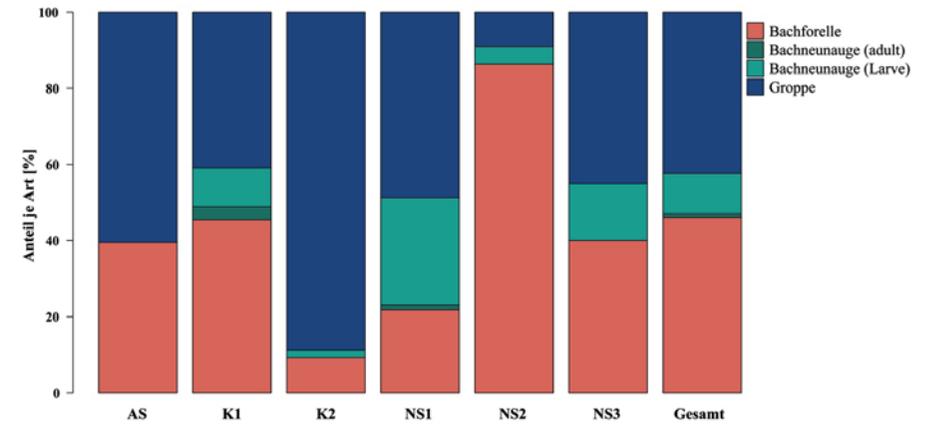


Abb. 4 : Prozentualer Anteil der drei Arten je Untersuchungsstrecke und am Gesamtfang.

Die Anzahl an Individuen pro Meter Befischungsstrecke (Abb. 5) variierte über die sechs Untersuchungsabschnitte für die Forellen zwischen 0,12 (K2) und 1,58 (NS2) und für die Gropen in einem vergleichbaren Bereich zwischen 0,16 (NS2) und 1,20 (K2). Bezogen auf die gesamte Befischung ist kein Unterschied zwischen den beiden Arten festzustellen. Für die Gropen liegt der Wert bei 0,36 und für die Forellen bei 0,39. In den fünf Abschnitten, in denen das Bachneunauge vorgefunden wurde, lag die Individuenzahl pro Meter zwischen 0,02 (K2) und 0,21 (NS1). In der Summe über die drei Arten war die Anzahl an Tieren je Meter in dem stark mäandrierenden Renaturierungsbereich (NS2) mit 1,83 am höchsten. Der niedrigste Wert von 0,36 wurde für den renaturierten Abschnitt mit annähernd geradem Längsverlauf (NS3) ermittelt.

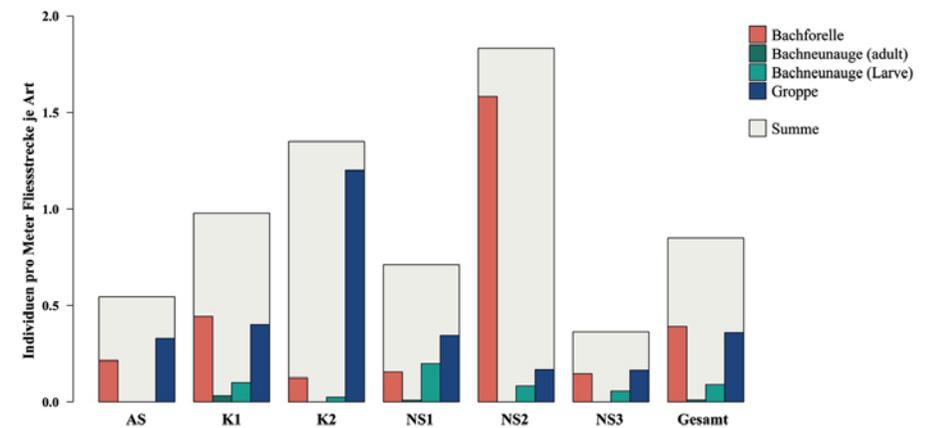


Abb. 5 : Anzahl nachgewiesener Individuen der drei Arten pro Meter je Untersuchungsstrecke und für die gesamte Befischungsstrecke. Im Hintergrund ist die Anzahl aufsummiert über die drei Arten dargestellt.

Diese Momentaufnahme zeigt ausgeprägte Unterschiede zwischen den Untersuchungsstrecken, sowohl hinsichtlich der Artenzusammensetzung, als auch hinsichtlich der Individuendichten. Bemerkenswert ist z.B. die Umkehr der Dominanzverhältnisse der Forellen und der Gropen zwischen den Strecken K2 und NS2. Insgesamt sind jedoch keine eindeutigen Trends, z.B. entlang eines Gradienten von naturnahen zu naturfernen Bereichen, zu erkennen. Die untersuchten Abschnitte liegen sehr nahe beieinander und sind weitgehend für Fische durchgängig. Erst wiederholte Bestandsaufnahmen werden im Laufe der Jahre, einhergehend mit möglichen Habitatveränderungen in den Entwicklungsbereichen der Renaturierungsstrecken, zeigen, ob sich auf dieser sehr kleinen räumlichen Skala Habitatunterschiede in der Fischartenzusammensetzung widerspiegeln. Idealerweise werden hierzu auch Untersuchungen zum individuellen Bewegungsverhalten mit telemetrischen Methoden durchgeführt.

Die Häufigkeitsverteilungen der Totallängen (TL) zeigen für alle drei Arten das gesamte zu erwartende Größenspektrum (Abb. 6). Gropen und Forellen können zwar größer werden als die hier dokumentierten Exemplare (TL_{max} Groppe: 112 mm, TL_{max} Forelle: 253mm). Größere Tiere sind jedoch in vergleichbar kleinen, rhithralen Fließgewässern des Pfälzerwaldes in der Regel nur vereinzelt vorzufinden.

Bei den Gropen war die Klasse der Einsömmrigen am häufigsten. Die Größenverteilung legt nahe, dass es sich bei den Gropen zwischen ca. 2 cm und 5 cm um die juvenilen Tiere (Altersklasse 0⁺) des Jahres 2019 handelt. Die Ergebnisse zeigen sehr deutlich, dass die Gropenpopulation im Bereich der Ökosystemforschung Anlage Eußerthal reproduziert. Insgesamt zeigt die abnehmende Häufigkeit an Individuen mit zunehmender Größe eine „gesunde“ Altersstruktur.

Ähnlich stellt sich die Situation auch für das Bachneunauge dar. Eine Häufung von 0⁺-Tieren ist zwar nicht deutlich ausgeprägt. Dies kann aber auch auf oben genannte methodische Spezifika zurückgeführt werden. Die Altersklasse 0+ kann hier mit ca. 1,5 cm bis 5 cm geschätzt werden.

Auch für die Bachforelle kann grundsätzlich eine „gesunde“ Altersstruktur festgestellt werden. Anhand der Größenverteilung kann auf eine Reproduktion im Untersuchungsgebiet geschlossen werden. Nicht ausgeschlossen werden kann aber derzeit ein Einfluss durch möglichen Brütlings-Besatz im weiteren Umfeld der Anlage. Die Abgrenzung der 0+-Fische ist bei den Bachforellen jedoch kaum möglich. Es zeigt sich zwar eine deutliche Häufung der Größen zwischen ca. 5 cm und 11 cm, die aber wahrscheinlich aus mindestens zwei Jahrgängen besteht. Altersbestimmungen von (juvenilen) Bachforellen aus dem Gebiet des Pfälzerwaldes sind uns nicht bekannt. Entsprechende Untersuchungen in sechs Bächen des Harzes zeigen aber für das Ende des ersten Lebensjahres durchschnittliche Körperlängen zwischen 6,0 cm und 8,0 cm (WÜSTEMANN *et al.*, 2019). Die Beobachtung eines geschlechtsreifen Milchners der Bachforelle mit einer Totallänge von ca. 9 cm in einem anderen Bach des Pfälzerwaldes, spricht ebenfalls dafür, dass es sich bei Forellen bis etwa 11 cm um Tiere der Altersklasse 1+ handeln könnte, da männliche Bachforellen die Geschlechtsreife wahrscheinlich frühestens im 2. Lebensjahr erreichen.

Insgesamt zeigen die Größenverteilungen der drei Arten demnach, dass es sich um selbst-reproduzierende Bestände handelt. Der grundsätzliche Altersaufbau der Populationen entspricht weitgehend den Erwartungen an naturnahe Verhältnisse.

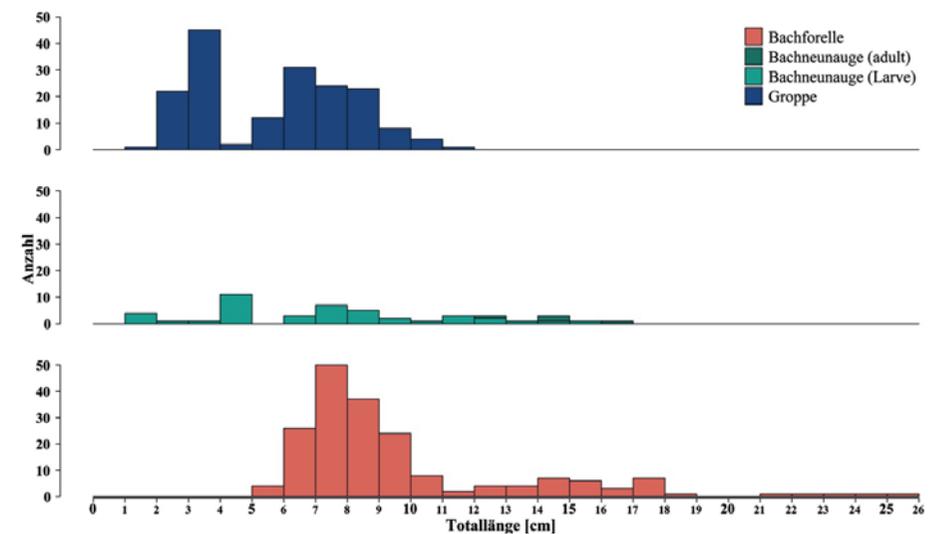


Abb. 6: Häufigkeitsverteilung der Totallängen der drei Arten in 1cm-Klassen.

Die Artenzusammensetzung und Häufigkeiten der Fische und Neunaugen im Bereich von EERES entsprechen im Wesentlichen der typischen Situation in den oberen Rhithralbereichen der charakteristischen, sandgeprägten Bäche des Pfälzerwaldes. Die Bachforelle ist in diesen Regionen sehr regelmäßig, auch selbst-reproduzierend, nachzuweisen. Die Groppe ist insgesamt etwas seltener anzutreffen, jedoch eine, auch regional, typische Begleitart der Forelle. Deutlich seltener ist das Bachneunauge. Auch diese Art kann aber als kennzeichnende Art des oberen Rhithrals im Pfälzerwald angesehen werden.

Im Gesamtverzeichnis der Roten Listen von Rheinland-Pfalz werden Bachforelle, Groppe und Bachneunauge in der Kategorie 2 „stark gefährdet“ geführt (LUWG 2015). Groppe und Bachneunauge sind zudem als schützenswerte Arten in Anhang II der FFH-Richtlinie EG 2013/17 gelistet. Das Bachneunauge ist darüber hinaus eine besonders geschützte Art nach Bundes Naturschutzgesetz (BNatSchG §7). Die Fische und Rundmäuler der Fließgewässer auf dem Gelände von EERES bilden die charakteristische Situation des oberen Rhithrals des Pfälzerwaldes ab und die drei vorkommenden Arten sind alle naturschutzrelevant. Das „Freilandlabor Fließgewässer“ und die angrenzenden Gewässerbereiche bieten demnach sehr gute Voraussetzungen zur Erforschung anthropogener Einflüsse z.B. auf die biologische Diversität und Populationsdynamiken der wichtigen Gruppen der Fische und Rundmäuler.

4. Fazit

Die ersten Ergebnisse aus dem gestarteten Monitoringprogrammen zeigen, dass im Bereich der Ökosystemforschungs-Anlage Eußerthal hinsichtlich Laufkäfer und Fische eine typische Fauna für naturnahe Lebensräume vorhanden ist und zahlreiche naturschutzrelevanten Arten vorkommen. Besonders trifft dies auf die neu geschaffenen Auenretentionsbecken (Freilandlabor Stillgewässer) und den renaturierten Sulzbach (Freilandlabor Fließgewässer) zu. Dies deutet darauf hin, dass die durchgeführten Maßnahmen unter naturschutzfachlichen Aspekten erfolgsversprechend sind.

Für die Zukunft wird es bedeutend sein, langfristige Untersuchungen an verschiedenen Gewässern der Südpfalz durchzuführen, um den Status und die Entwicklung der Biodiversität und deren Reaktion auf anthropogene Stressoren evaluieren zu können. Hier sieht sich EERES verantwortlich und hat zum Ziel, Monitoringprogramme für verschiedene gewässerökologische Parameter aufzubauen und somit wertvolle Daten für das Gebiet des Biosphärenreservats Pfälzerwald-Nordvogesen und dessen Entwicklung im globalen Wandel liefern zu können.

5. Danksagung

Wir danken Jonas Wagner und Leon Kühle für die Hilfe bei der Bestimmung der Laufkäfer sowie Isabel Jupke, Nadine Rück und Elisabete Rodrigues Stein für ihre Unterstützung bei der Anfertigung dieses Manuskriptes. Besonders bedanken wir uns bei der Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd, dem Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz, der Verbandsgemeinde Annweiler, der Gemeinde Eußerthal, dem Landesfischereiverband Rheinland-Pfalz, dem Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen und den beteiligten Landkreisen für die gute Kooperation.

Literatur

GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE. 2009. Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands. Wissensbasierter Katalog. Angewandte Carabidologie, Supplement V : 1-45.

HELLING B. 1993. Carabidengemeinschaften in der Okeraue bei Braunschweig — multivariate Analyse der Bedeutung verschiedener abiotischer Parameter und der Anpassung an verschiedene Biotoptypen. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 4 : 503-520.

LANDESAMT FÜR UMWELT WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUF SICHT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.) 2015. Rote Listen von Rheinland-Pfalz Gesamtverzeichnis, 3. erweiterte Zusammenstellung.

MÜLLER-MOTZFELD G. (Hrsg.) 2004. Bd. 2, Adephaga I : Carabidae (Laufkäfer). In FREUDE H, HARDE K.W., LOHSE G.A. & KLAUSNITZER B. (Hrsg.) Die

Käfer Mitteleuropas. Spektrum-Verlag, Heidelberg.

SCHÜLE P. & PERSON M. 2000. Rote Liste der in Rheinland-Pfalz gefährdeten Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Ministerium für Umwelt und Forsten. Mainz: Rhein Main Druck.

WÜSTEMANN O., SIMON J. & ARLT E. 2019. Altersbestimmung und Nahrungsuntersuchungen an Bachforellen (*Salmo trutta forma fario* L.) aus ausgewählten Gewässern des Nationalparks Harz (Deutschland). *Österreichs Fischerei* 72 (8/9) : 213–228.

SOMMAIRE DE L'ÉDITION PRÉCÉDENTE

TOME / BAND 19 – 2017-2018

- Max BRUCIAMACCHIE & Valentin DEMETS - Audit du réseau actuel d'îlots de sénescence. Propositions d'évolution 16-40
- Alban CAIRAULT - Observatoire de la qualité des rivières des Vosges du Nord. Bilan 2015 – 2016 42-53
- Ludovic FUCHS & Philippe MILLARAKIS - Premier échantillonnage des coléoptères saproxyliques de la réserve biologique intégrale transfrontalière de Lutzelhardt-Adelsberg 54-88
- Lina HORN & Nicole AESCHBACH - Nachhaltiger Tourismus im Deutschen Teil des Biosphärenreservats Pfälzerwald-Nordvogesen. Entwicklung eines Indikatorenkatalog 90-104
- Philippe JEHIN - L'abondance du grand gibier dans les Vosges du Nord durant l'entre-deux-guerres 106-114
- Christoph LINNENWEBER, Holger SCHINDLER & Mathias RETTERMAYER - Gewässerentwicklungskonzept im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen 116-131
- Guido PFALZER, Hélène CHAUVIN, Dorothee JOUAN, Hans KÖNIG, Waltraud KÖNIG, Ludwig SEILER, Claudia WEBER & Heinz WISSING - Das grenzüberschreitende Biosphärenreservat, Pfälzerwald - Vosges du Nord als essenzielles Überwinterungshabitat der Wimperfledermaus (*Myotis emarginatus* GEOFFREY, 1806) 132-146
- Tobias SCHLICKER, Ulf HOHMANN & Rainer WAGELAAR - Analyse des tableaux de chasse du sanglier dans la réserve de biosphère transfrontalière Pfälzerwald-Vosges du Nord 148-161
- Ernst SEGATZ & Holger SCHINDLER - Waldquellenmonitoring im deutschen Teil des Biosphärenreservats Pfälzerwald - Vosges du Nord. Entwicklung von 2004 über 2010 bis 2016 162-185
- Bernard WOERLY - Les myxomycètes des Vosges du Nord 186-213
- Peter WOLFF - *Dactylorhiza vosagiaca*, die Wasgau-Fingerwurz, eine neue Orchideen-Art, fast nur im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Vosges du Nord 214-221