



HAL
open science

Transferts d'azote, phosphore et matières organiques dissoutes dans des bassins versants agricoles en milieu tempéré

Rémi Dupas

► **To cite this version:**

Rémi Dupas. Transferts d'azote, phosphore et matières organiques dissoutes dans des bassins versants agricoles en milieu tempéré : Habilitation à Diriger des Recherches Soutenue le 7 février 2024. Sciences de l'environnement. Université de Rennes, 2024. tel-04458256

HAL Id: tel-04458256

<https://hal.inrae.fr/tel-04458256>

Submitted on 14 Feb 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - ShareAlike 4.0 International License

Transferts d'azote, phosphore et matières organiques dissoutes dans des bassins versants agricoles en milieu tempéré

Habilitation à Diriger des Recherches

Soutenue le 7 février 2024

par

Rémi Dupas

Jury :

Laurie Boithias, Observatoire Midi-Pyrénées

Markus Hrachowitz, Université de Delft

Sylvain Payraudeau, ENGEES, Université de Strasbourg

Jérôme Molénat, INRAE

Gérard Gruau, CNRS

Anne Jaffrezic, Institut Agro

Avant-propos

Ce mémoire d'habilitation à diriger des recherches synthétise presque douze années de vie professionnelle, dont onze à l'UMR SAS. C'est dans ce collectif Inrae - Institut Agro que j'ai fait mes premiers pas professionnels en tant que CDD (2011-2012), puis de thésard (2013-2015) et enfin de chargé de recherche (depuis 2017) avec une année d'interruption pendant mon postdoctorat à l'UFZ Magdebourg (2016).

Mes plus chaleureux remerciements sont adressés aux collègues de l'UMR SAS, grâce à qui je bénéficie de conditions de travail et d'un environnement humain très agréables au quotidien. Je remercie aussi les membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail. J'espère que vous trouverez quelque intérêt à cette lecture et me réjouis d'avance de nos discussions le jour de la soutenance.

Table des matières

| | |
|--|-----------|
| Avant-propos | 1 |
| CV | 4 |
| 1 Introduction de l’HDR | 13 |
| 1.1 Conséquences de l’évolution des systèmes agri-alimentaires sur les cycles biogéochimiques | 13 |
| 1.2 Les facteurs de contrôle de l’eutrophisation | 14 |
| 1.3 Des questions de recherche à visées opérationnelles | 17 |
| 1.4 Démarche et approches méthodologiques | 19 |
| 2 Voies de transfert de l’azote, du phosphore et des matières organiques dissoutes dans des têtes de bassins versants agricoles | 22 |
| 2.1 Introduction | 22 |
| 2.2 Saisonnalité des concentrations C, N, P dans des bassins versants élémentaires | 27 |
| 2.3 Dynamique des transferts C, N, P en crue | 35 |
| 2.4 Mécanismes de mobilisation et rétention de C, N, P dans les zones ripariennes | 47 |
| 3 Effet de l’évolution du climat et des pressions anthropiques sur les trajectoires long-terme de la qualité de l’eau dans les bassins versants | 54 |
| 3.1 Introduction | 54 |
| 3.2 Définitions et choix méthodologiques | 56 |
| 3.3 Tendance des flux et concentration N et P sous l’influence de l’évolution des pressions ponctuelles et diffuses | 61 |
| 3.4 Variations inter-annuelles liées à la variabilité du climat | 65 |
| 3.5 Variations inter-annuelles et long-terme de la saisonnalité des concentrations | 68 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 4 | Motifs spatiaux de la qualité de l'eau et effet de l'organisation spatiale des paysages | 73 |
| 4.1 | Introduction | 73 |
| 4.2 | Persistence des motifs spatiaux de la qualité de l'eau | 77 |
| 4.3 | Effet de l'organisation spatiale des paysages agricoles sur les transferts d'azote et de phosphore | 80 |
| 4.4 | Distribution des unités paysagères vis-à-vis du réseau hydrographique | 85 |
| 5 | Bilan et perspectives | 99 |
| 5.1 | Regard rétrospectif sur mon parcours de chercheur | 99 |
| 5.2 | Perspectives de recherche | 101 |
| A | L'ORE AgrHys, un site central pour mes travaux | 109 |
| B | Références bibliographiques | 117 |

CV

Rémi Dupas | Catchment Science

INRAE – 65 route de Saint-Brieuc – 35042 Rennes, France

☎ +33 (0) 223485142 • ✉ remi.dupas@inrae.fr

Date of birth: October 13, 1986 - Citizenship: French

Providing underpinning research to improve soil and water quality in agricultural landscapes

Current position

INRAE

Research scientist, UMR SAS

Enhancing provision of ecosystem services to improve water quality in agricultural landscapes

Rennes, France

since Feb 2017

Education

Agrocampus Ouest

PhD, Environmental science

Identification and modelling of processes controlling dissolved phosphorus transfer in an agricultural catchment; supervisor: Dr Chantal Gascuel-Oudou (INRA); visiting scientist at Lancaster University, United Kingdom (4 months in 2015), invited by Prof Phil Haygarth

Rennes, France

2013–2015

AgroParisTech

MSc, Major in Water and Environmental Science and Technology

France top post graduate engineering school for agriculture, life sciences and environment

Paris, France

2006–2010

Experience

Professional

Helmholtz Centre for environmental research

Postdoc

Multi-scale transport patterns of C, N, P in rural landscapes

- Field work:
 - High-frequency stream monitoring;
 - Lake monitoring;
 - Passive samplers in hyporheic zone;
- Analysis of environmental data:
 - Combined analysis of long term and high frequency data;
 - Identification of factors controlling low flow water quality;
 - Export regimes in headwater streams and larger rivers;

Magdeburg, Germany

2016–2017

Agrocampus Ouest**Rennes, France***PhD thesis*

2013–2015

Identification and modelling of processes controlling dissolved phosphorus transfer in an agricultural catchment

- Field work:
 - Soil and farm survey;
 - High-frequency stream monitoring;
 - Groundwater and soil solution sampling;
- Analysis of environmental data:
 - Multivariate analysis of hydroclimatic data;
 - Development of a machine learning technic to analyse water quality time series;
 - Linking processes in soils and rivers;
- Analysis of uncertainty in data and propagation of uncertainty in a biophysical catchment model to simulate phosphorus transfer.

INRA**Rennes, France***Research Assistant*

2011–2013

Developing tools to assess the contribution of agriculture to nutrient transfer to water

- National scale assessment of Nitrogen and Phosphorus transfer to surface water bodies. European Water Framework Directive “pressures-impacts” assessment;
- Development of the soil-crop model Syst’N;
- Participatory assessment of nitrate losses from cropping systems in a meso-scale catchment;

Internships**Loire Bretagne Water Agency****Orléans, France***6 months (Master thesis)*

2010

Evaluation of the effectiveness of agro-environmental measures

Farm surveys in 6 regions with contrasting farming systems (arable crops, dairy farming meat farming) to assess changes in farming practices due to agro-environmental measures

Wageningen University and Research centre**Wageningen, The Netherlands***6 months*

2009

Evaluation of the plot scale P transfer model PLEASE (Dr. van der Salm)

Evaluation of reactive materials to bind P (Dr. Chardon, Dr. Koopmans)

Desert Development Center, American University in Cairo**Cairo, Egypt***6 months*

2008

Adapting organic agriculture to arid climates

Languages**French:** Mother tongue**English:** Fluent**German - Spanish:** Basic knowledge (Goethe-Zertifikat C1 in German)**Master supervision**

- Oljam Dervishi (M2 Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier, 2018) "Déterminants des concentrations en nutriments (N, P) en période de basses eaux en Bretagne"
- Quentin Duval (M2 Université Paris Diderot, 2019) "Diagnostic très haute résolution des zones d'EMission et d'Abatement du Nitrate dans les bassins versants algues vertes"
- Andrés Casanova (M2 Université de Strasbourg, 2020) "Caractérisation des transferts hydriques de phosphore par mesure haute-fréquence dans un bassin versant agricole"

- Justine Aurore Uwoduhawe (M2 Université de Bourgogne, 2021, co-encadrement 30%) "Comprendre et quantifier le métabolisme des petites rivières"
- Noé Aulagnier (M2 Université de Rennes 1, 2021, co-encadrement 30%) "Transfert de pesticides au sein des bassins versants d'Eau du Bassin Rennais - Analyse des bases de données existantes"
- Harald Fiala (Université de Bourgogne, en cours, co-encadrement 50%) "Effet de la dynamique des nitrates sur la mobilisation du carbone organique dissous (COD) dans les sols de zones humides"

PhD co-supervision

- Antoine Casquin (soutenu en 2021) "Influence de l'organisation spatiale du paysage sur les transferts hydriques de Carbone, d'Azote et de Phosphore dans un bassin versant agricole de méso-échelle" Directeur de Thèse Patrick Durand.
- Andrés Casanova (en cours) "Fonctionnement biogéochimique des cours d'eau intermittents amont en contexte agricole et tempéré" Directrice de thèse : Anne Jaffrézic, co-encadrement avec Ophélie Fovet.
- Gustavo Piazza (accueil doctoral 2018) : "Hydroclimatic and water quality standards of a hydrographic farming catchment in the Mata Atlantica Biome, southern Brazil" co-auteurs des deux articles issus de son travail de thèse
- Pia Ebeling (accueil doctoral 2020) : "Spatiotemporal Patterns and Dominant Controls of Riverine Nutrient Export Across Catchments" co-auteur d'un des trois issus articles de son travail de thèse.

Grants

- Projet INTERREG "Channel Payment for Ecosystem Services" (2018-2021) Ce projet franco-anglais vise à tester la faisabilité de paiement pour services environnementaux dans 6 sites pilotes des deux côtés de la Manche.
- Projet OFB "Déterminants des concentrations en nutriments (N, P) en période de basses eaux en Bretagne (2018)". Financement d'un stage et son fonctionnement.
- Projet région Bretagne. « Diagnostic très haute résolution des zones d'EMission et d'Abattement du Nitrate dans les bassins versants algues vertes (DEMAiN) » (2018-2019). Ce projet vise à mieux déterminer comment la variabilité spatiale des pratiques et du milieu fait varier la qualité de l'eau à des résolutions spatiales <100m.
- Projet "Diagnostic Parcelles à Risque DPR" porté par la chambre d'agriculture de Bretagne en réponse à l'appel à manifestation d'intérêt "eau" du conseil régional de Bretagne et de l'agence de l'eau (2018-2020).
- Projet Marie-Curie COSTREAM (2022-2024) dont le principal rédacteur est Thibault Lambert, et dont je suis l'un des responsables.
- Projet ANR (2023-2026) "Adaptations des systèmes socio-écologiques côtiers vulnérables à l'eutrophisation".

Service for UMR SAS and AQUA department

- Animateur of the research axis "Ressources" within UMR SAS
- Member of the scientific comitee of the AQUA department

Publications

48 publications, 1955 citations in Google Scholar

1. R Dupas, **A Casquin**, P Durand, V Viaud (2023). Landscape spatial configuration influences phosphorus but not nitrate concentrations in agricultural headwater catchments. *Hydrological Processes*, e14816
2. R Dupas, O Fovet, AH Aubert, A Crave, J Salmon-Monviola, J Molenat (2022). A French hydrologist's research for sustainable agriculture. *Journal of Hydrology*, 128907
3. S Liu, R Dupas, D Guo, A Lintern, C Minaudo, U Bende-Michl, K Zhang (2022). Controls on spatial variability in mean concentrations and export patterns of river chemistry across the Australian continent. *Water Resources Research*, e2022WR032365
4. M Heiner, MJ Heaton, B Abbott, P White, C Minaudo, R Dupas (2022). Model-Based Clustering of Trends and Cycles of Nitrate Concentrations in Rivers Across France. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, 1-25
5. Sophie Ehrhardt, **Pia Ebeling**, Rémi Dupas, Rohini Kumar, Jan Fleckenstein, Andreas Musolff (2021-10). Nitrate Transport and Retention in Western European Catchments Are Shaped by Hydroclimate and Subsurface Properties. *Water Resources Research*, 57 (10), <https://dx.doi.org/10.1029/2020WR029469>, <https://hal.inrae.fr/hal-03758864>, OA
6. Luca Guillaumot, Jean Marçais, Camille Vautier, Aurélie Guillou, Virginie Vergnaud, Camille Bouchez, Rémi Dupas, Patrick Durand, Jean-Raynald de Dreuzy, Luc Aquilina (2021-12). A hillslope-scale aquifer-model to determine past agricultural legacy and future nitrate concentrations in rivers. *Science of the Total Environment*, 800, 149216, <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149216>, <https://hal.inrae.fr/insu-03320536>, OA
7. **Pia Ebeling**, Rémi Dupas, Benjamin Abbott, Rohini Kumar, Sophie Ehrhardt, Jan Fleckenstein, Andreas Musolff (2021-09). Long-Term Nitrate Trajectories Vary by Season in Western European Catchments. *Global Biogeochemical Cycles*, 35 (9), <https://dx.doi.org/10.1029/2021GB007050>, <https://hal.inrae.fr/hal-03758870>, OA
8. Anna Lintern, Shuci Liu, Camille Minaudo, Rémi Dupas, Danlu Guo, Kefeng Zhang, Ulrike Bende-michl, Clément Duvert (2021-12). The influence of climate on water chemistry states and dynamics in rivers across Australia. *Hydrological Processes*, 35 (12), <https://dx.doi.org/10.1002/hyp.14423>, <https://hal.inrae.fr/hal-03649328>
9. A. Musolff, Q. Zhan, R. Dupas, C. Minaudo, J. Fleckenstein, M. Rode, J. Dehaspe, K. Rinke (2021-10). Spatial and Temporal Variability in Concentration-Discharge Relationships at the Event Scale. *Water Resources Research*, 57 (10), 3383-3399, <https://dx.doi.org/10.1029/2020WR029442>, <https://hal.inrae.fr/hal-03758859>, OA
10. **Antoine Casquin**, Rémi Dupas, Sen Gu, Ewan Couic, Gérard Gruau, Patrick Durand (2021-12). The influence of landscape spatial configuration on nitrogen and phosphorus exports in agricultural catchments. *Landscape Ecology*, 36 (12), 3383-3399, <https://dx.doi.org/10.1007/s10980-021-01308-5>, <https://hal.inrae.fr/insu-03325139>, OA
11. Sen Gu, **A. Casquin**, Rémi Dupas, Benjamin W W Abbott, Patrice Petitjean, Patrick Durand, G. Gruau (2021-07). Spatial Persistence of Water Chemistry Patterns across Flow Conditions in a Mesoscale Agricultural Catchment. *Water Resources Research*, 57 (7), e2020WR029053, <https://dx.doi.org/10.1029/2020WR029053>, <https://hal.inrae.fr/insu-03283695>, OA
12. Rémi Dupas, Jean Causse, Anne Jaffrézic, Luc Aquilina, Patrick Durand (2021-06). Flowpath controls on high-spatial-resolution water-chemistry profiles in headwater streams. *Hydrological Processes*, 35 (6), e14247, <https://dx.doi.org/10.1002/hyp.14247>, <https://hal.inrae.fr/insu->

03234573, OA

13. Magdalena Bieroza, Rémi Dupas, Miriam Glendell, Gavan Mcgrath, Per-Erik Mellander (2020-12). Hydrological and Chemical Controls on Nutrient and Contaminant Loss to Water in Agricultural Landscapes. *Water*, 12 (12), 3379, <https://dx.doi.org/10.3390/w12123379>, <https://hal.inrae.fr/hal-03177215>, OA
14. **Rebecca Frei**, Benjamin W. Abbott, Rémi Dupas, Sen Gu, Gérard Gruau, Zahra Thomas, Tamara Kolbe, Luc Aquilina, Thierry Labasque, Annet M. Laverman, Ophélie Fovet, Florentina Moatar, Gilles Pinay (2020). Predicting nutrient incontinence in the Anthropocene at watershed scales. *Frontiers in Environmental Science*, 7 (200), 21, <https://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2019.00200>, <https://hal.inrae.fr/insu-02413216>, OA
15. Hang Wen, Julia Perdrial, Benjamin W Abbott, Susana Bernal, Rémi Dupas, Sarah E Godsey, Adrian Harpold, Donna Rizzo, Kristen Underwood, Thomas Adler, Gary Sterle, Li Li (2020). Temperature controls production but hydrology regulates export of dissolved organic carbon at the catchment scale. *Hydrol. Earth Syst. Sci*, 24, 945 - 966, <https://dx.doi.org/10.5194/hess-24-945-2020>, <https://hal.inrae.fr/hal-02946354>, OA
16. **Antoine Casquin**, Sen Gu, Rémi Dupas, Patrice Petitjean, Gérard Gruau, Patrick Durand (2020-12). River network alteration of C-N-P dynamics in a mesoscale agricultural catchment. *Science of the Total Environment*, 749, 141551, <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141551>, <https://hal.inrae.fr/insu-02915941>, OA
17. Guillaume Humbert, Thomas Parr, Laurent Jeanneau, Rémi Dupas, Patrice Petitjean, Nouraya Akkal-Corfini, Valérie Viaud, Anne-Catherine Pierson-Wickmann, Marie Denis, Shreeram Inamdhar, Gérard Gruau, Patrick Durand, Anne Jaffrézic (2020-11). Agricultural Practices and Hydrologic Conditions Shape the Temporal Pattern of Soil and Stream Water Dissolved Organic Matter. *Ecosystems*, 23 (7), 1325–1343, <https://dx.doi.org/10.1007/s10021-019-00471-w>, <https://hal.inrae.fr/insu-02417211>, OA
18. L. Strohenger, Ophélie Fovet, Nouraya Akkal-Corfini, M. Fauchoux, Rémi Dupas, Patrick Durand, Gérard Gruau, Y. Hamon, Anne Jaffrézic, C. Minaudo, Patrice Petitjean, Chantal Gascuel (2020-07). Multitemporal Relationships Between the Hydroclimate and Exports of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in a Small Agricultural Watershed. *Water Resources Research*, 56 (7), e2019WR026323, <https://dx.doi.org/10.1029/2019WR026323>, <https://hal.inrae.fr/insu-02917885>, OA
19. **G.A. Piazza**, Dupas, R., Gascuel-Odoux, C., Pinheiro, A., Kaufmann, V., Blainski, E. (2020). Variability of hydro-chemical response to storm events captured using high-frequency river monitoring in subtropical catchments, southern Brazil. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 17, e20. <https://doi.org/10.21168/reg.v17e20>
20. Sen Gu, Gérard Gruau, Rémi Dupas, Laurent Jeanneau (2020-07). Evidence of colloids as important phosphorus carriers in natural soil/stream waters in an agricultural catchment. *Journal of Environmental Quality*, 49 (4), 921-932, <https://dx.doi.org/10.1002/jeq2.20090>, <https://hal.inrae.fr/insu-02611063>, OA
21. Rémi Dupas, Sophie Ehrhardt, Andreas Musolff, Ophélie Fovet, Patrick Durand (2020-11-01). Long-term nitrogen retention and transit time distribution in agricultural catchments in western France. *Environmental Research Letters*, 15 (11), 115011, <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/abbe47>, <https://hal.inrae.fr/hal-03134190>, OA
22. Camille Minaudo, Rémi Dupas, Chantal Gascuel, Vincent Roubéix, Pierre-Alain Danis, Florentina Moatar (2019-09). Seasonal and event-based concentration-discharge relationships to identify catchment controls on nutrient export regimes. *Advances in Water Resources*, 131, 103379,

- <https://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2019.103379>, <https://hal.inrae.fr/hal-02377278>, OA
23. Sen Gu, Gérard Gruau, Rémi Dupas, Patrice Petitjean, Qingman Li, Gilles Pinay (2019-03). Respective roles of Fe-oxyhydroxide dissolution, pH changes and sediment inputs in dissolved phosphorus release from wetland soils under anoxic conditions. *Geoderma*, 338, 365-374, <https://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.034>, <https://hal.inrae.fr/insu-01968884>, OA
 24. Rémi Dupas, C. Minaudo, B. W. Abbott (2019). Stability of spatial patterns in water chemistry across temperate ecoregions. *Environmental Research Letters*, 14 (7), 7, <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/ab24f4>, <https://hal.inrae.fr/hal-02392174>, OA
 25. Rémi Dupas, Benjamin W Abbott, Camille Minaudo, Ophélie Fovet (2019). Distribution of landscape units within catchments influences nutrient export dynamics. *Frontiers in Environmental Science*, 7 (43), 1-8, <https://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2019.00043>, <https://hal.inrae.fr/hal-02160144>, OA
 26. A. Vongvixay, C. Grimaldi, Rémi Dupas, Ophélie Fovet, F. Birgand, Nicolas Gilliet, Chantal Gascuel (2018). Contrasting suspended sediment export in two small agricultural catchments: Cross-influence of hydrological behaviour and landscape degradation or stream bank management. *Land Degradation and Development*, 29 (5), 1385-1396, <https://dx.doi.org/10.1002/ldr.2940>, <https://hal.inrae.fr/hal-02014946>
 27. Ophélie Fovet, G. Humbert, Rémi Dupas, Chantal Gascuel, Gérard Gruau, Anne Jaffrézic, G. Thelusma, M. Fauchoux, N. Gilliet, Y. Hamon, C. Grimaldi (2018-04). Seasonal variability of stream water quality response to storm events captured using high-frequency and multi-parameter data. *Journal of Hydrology*, 559, 282-293, <https://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.040>, <https://hal.inrae.fr/insu-01713129>, OA
 28. Roland Bol, Gérard Gruau, Per-Erik Mellander, Rémi Dupas, Marianne Bechmann, Eva Skarabøvik, Magdalena Bierozza, Faruk Djodjic, Miriam Glendell, Philip Jordan, Bas van Der Grift, Michael Rode, Erik Smolders, Mieke Verbeeck, Sen Gu, Erwin Klumpp, Ina Pohle, Maelle Fresne, Chantal Gascuel (2018). Challenges of Reducing Phosphorus Based Water Eutrophication in the Agricultural Landscapes of Northwest Europe. *Frontiers in Marine Science*, 5, 276, <https://dx.doi.org/10.3389/fmars.2018.00276>, <https://hal.inrae.fr/insu-01861205>, OA
 29. Sen Gu, Gérard Gruau, F. Malique, Rémi Dupas, Patrice Petitjean, Chantal Gascuel (2018-07). Drying/rewetting cycles stimulate release of colloidal-bound phosphorus in riparian soils. *Geoderma*, 321, 32-41, <https://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.015>, <https://hal.inrae.fr/insu-01713336>
 30. **G. A. Piazza**, Rémi Dupas, Chantal Gascuel, C. Grimaldi, A. Pinheiro, V. Kaufmann (2018). Influence of hydroclimatic variations on solute concentration dynamics in nested subtropical catchments with heterogeneous landscapes. *Science of the Total Environment*, 635, 1091-1101, <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.394>, <https://hal.inrae.fr/hal-02056883>
 31. Rémi Dupas, Jorg Tittel, Phil Jordan, A. Musolff, Michael Rode (2018). Non-domestic phosphorus release in rivers during low-flow: Mechanisms and implications for sources identification. *Journal of Hydrology*, 560, 141-149, <https://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.023>, <https://hal.inrae.fr/hal-02064432>, OA
 32. Rémi Dupas, Camille Minaudo, Gérard Gruau, Laurent Ruiz, Chantal Gascuel (2018-08). Multidecadal Trajectory of Riverine Nitrogen and Phosphorus Dynamics in Rural Catchments. *Water Resources Research*, 54 (8), 5327-5340, <https://dx.doi.org/10.1029/2018wr022905>, <https://hal.inrae.fr/insu-01857435>, OA
 33. Ophélie Fovet, Laurent Ruiz, Gérard Gruau, Nouraya Akkal-Corfini, Luc Aquilina, Sylvain Busnot, Rémi Dupas, Patrick Durand, Mikael Fauchoux, Yannick Fauvel, Chris Fléchar, Nicolas Gilliet,

- Catherine Grimaldi, Yannick Hamon, Anne Jaffrézic, Laurent Jeanneau, Thierry Labasque, Genevieve Le Henaff, Philippe Mérot, Jérôme Molenat, Patrice Petitjean, Anne-Catherine Pierson-Wickmann, Hervé Squidant, Valerie Viaud, Christian Walter, Chantal Gascuel (2018). AgrHyS: An Observatory of Response Times in Agro-Hydro Systems. *Vadose Zone Journal*, 17 (1), 16 p., <https://dx.doi.org/10.2136/vzj2018.04.0066>, <https://hal.inrae.fr/insu-01944377>, OA
34. Camille Minaudo, Rémi Dupas, Chantal Gascuel, Ophélie Fovet, Per-Erik Mellander, Philip Jordan, Mairead Shore, Florentina Moatar (2017-09). Nonlinear empirical modeling to estimate phosphorus exports using continuous records of turbidity and discharge. *Water Resources Research*, 53 (9), 7590–7606, <https://dx.doi.org/10.1002/2017WR020590>, <https://hal.inrae.fr/hal-02377287>, OA
 35. Rémi Dupas, Andreas Musolff, James W. Jawitz, P. Suresh C. Rao, Christoph G. Jäger, Jan H. Fleckenstein, Michael Rode, Dietrich Borchardt (2017). Carbon and nutrient export regimes from headwater catchments to downstream reaches. *Biogeosciences*, 14 (18), 4391-4407, <https://dx.doi.org/10.5194/bg-14-4391-2017>, <https://hal.inrae.fr/hal-02622101>, OA
 36. Mariana Matos Moreira, Blandine Lemerrier, Rémi Dupas, Didier Michot, Valérie Viaud, Nouraya Akkal-Corfini, Benjamin Louis, Chantal Gascuel (2017). High-resolution mapping of soil phosphorus concentration in agricultural landscapes with readily available or detailed survey data. *European Journal of Soil Science*, 68 (3), 281-294, <https://dx.doi.org/10.1111/ejss.12420>, <https://hal.inrae.fr/hal-01524318>
 37. Rémi Dupas, Per-Erik Mellander, Chantal Gascuel, Ophélie Fovet, Eoin B. Mcaleer, Noeleen T. McDonald, Mairead Shore, Phil Jordan (2017). The role of mobilisation and delivery processes on contrasting dissolved nitrogen and phosphorus exports in groundwater fed catchments. *Science of the Total Environment*, 599, 1275-1287, <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.091>, <https://hal.inrae.fr/hal-02625692>, OA
 38. Sen Gu, Gérard Gruau, Rémi Dupas, Cornelia C. Rumpel, Alexandra Creme, Ophélie Fovet, Chantal Gascuel, Laurent Jeanneau, Guillaume Humbert, Patrice Petitjean (2017). Release of dissolved phosphorus from riparian wetlands: Evidence for complex interactions among hydroclimate variability, topography and soil properties. *Science of the Total Environment*, 598, 421-431, <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.028>, <https://hal.inrae.fr/insu-01515474>
 39. Rémi Dupas, Jordy Salmon-Monviola, K. J. Beven, Patrick Durand, P. M. Haygarth, M. J. Hollaway, Chantal Gascuel (2016). Uncertainty assessment of a dominant-process catchment model of dissolved phosphorus transfer. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20 (12), 4819-4835, <https://dx.doi.org/10.5194/hess-20-4819-2016>, <https://hal.inrae.fr/hal-01474578>, OA
 40. Magalie Delmas, Nicolas Saby, Dominique Arrouays, Rémi Dupas, Blandine Lemerrier, Sylvain Pellerin, Chantal Gascuel (2015). Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils. *Soil Use and Management*, 31, 259-269, <https://dx.doi.org/10.1111/sum.12192>, <https://hal.inrae.fr/hal-01209277>
 41. Rémi Dupas, Magalie Delmas, Jean-Marcel Dorioz, Josette Garnier, Florentina Moatar, Chantal Gascuel (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396-407, <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.007>, <https://hal.inrae.fr/hal-01194821>
 42. Tania Serrano, Rémi Dupas, Erika Upegui, Camille Buscail, Catherine Grimaldi, Jean François Viel (2015). Geographical modeling of exposure risk to cyanobacteria for epidemiological purposes. *Environment International*, 81, 18–25, <https://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2015.04.007>, <https://hal.inrae.fr/hal-01175538>
 43. Rémi Dupas, Romain Tavenard, Ophélie Fovet, Nicolas Gilliet, Catherine Grimaldi, Chantal Gas-

- cuel (2015). Identifying seasonal patterns of phosphorus storm dynamics with dynamic time warping. *Water Resources Research*, 51 (11), 8868–8882, <https://dx.doi.org/10.1002/2015WR017338>, <https://hal.inrae.fr/halshs-01228397>, OA
44. Rémi Dupas, Virginie Parnaudeau, Raymond Reau, Marie-Helene Jeuffroy, Patrick Durand, Chantal Gascuel (2015). Integrating local knowledge and biophysical modeling to assess nitrate losses from cropping systems in drinking water protection areas. *Environmental Modelling and Software*, 69, 101-110, <https://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.03.009>, <https://hal.inrae.fr/hal-01215315>
 45. Rémi Dupas, Gérard Gruau, Sen Gu, Guillaume Humbert, Anne Jaffrézic, Chantal Gascuel (2015). Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus release from riparian wetlands. *Water Research*, 84, 307-314, <https://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.048>, <https://hal.inrae.fr/insu-01184669>
 46. Rémi Dupas, Chantal Gascuel, Nicolas Gilliet, Catherine Grimaldi, Gérard Gruau (2015). Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment. *Hydrological Processes*, 29 (14), 3162-3178, <https://dx.doi.org/10.1002/hyp.10432>, <https://hal.inrae.fr/insu-01117244>
 47. Rémi Dupas, Chantal Gascuel, Florence Curie, Florentina Moatar, Magalie Delmas, Virginie Parnaudeau, Patrick Durand (2013). Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Science of the Total Environment*, 443, 152 - 162, <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.011>, <https://hal.inrae.fr/hal-01209137>
 48. C van der Salm, R Dupas, R Grant, G Heckrath, BV Iversen, B Kronvang (2011). Predicting phosphorus losses with the PLEASE model on a local scale in Denmark and the Netherlands. *Journal of environmental quality* 40 (5), 1617-1626

Chapitre 1

Introduction de l’HDR

1.1 Conséquences de l’évolution des systèmes agri-alimentaires sur les cycles biogéochimiques

La profonde modification des systèmes agri-alimentaires permise par plusieurs avancées techniques dont l’extraction du phosphore des roches phosphorées et le procédé Haber-Bosch pour synthétiser de l’ammoniac, à la fin du 19ème et au début du 20ème siècle respectivement, a bouleversé les cycles biogéochimiques globaux du phosphore et de l’azote (Sutton et al., 2011; Ringeval et al., 2014; Demay et al., 2023). Ces modifications induites par la production d’engrais visant à augmenter les rendements agricoles ont été concomitantes à la modification du cycle du carbone causé principalement par l’usage de combustibles fossiles et des changements d’usage des terres. Il est possible, en utilisant des données de la statistique agricole française disponibles depuis 1852, de reconstituer les flux d’azote et de phosphore dans les systèmes agri-alimentaires depuis cette date jusqu’à nos jours (Le Noë et al., 2018). Les résultats montrent une forte accélération de ces flux associée à une importante disparité de leurs évolutions selon les régions françaises, en fonction de leur spécialisation en production végétale ou animale, et selon qu’il s’agit d’élevage herbager ou intensif spécialisé. Pour le cas de l’azote en Bretagne, l’augmentation de la production agricole et en particulier de produits d’origine animale a été permise par l’utilisation d’engrais de synthèse et l’importation d’aliments pour les animaux, qui se sont ajoutés à la fixation symbiotique, unique entrée d’azote réactif dans le système en 1852 (Figure 1.1). La responsabilité de la spécialisation des régions agricoles, ayant permis une augmentation de la production globale dont une part importante a

été dédiée à l'alimentation animale, fait aujourd'hui consensus. Par conséquent, la plupart des scénarios permettant de reboucler les cycles dans les systèmes agri-alimentaires reposent, au moins en partie, sur une baisse de la production et de la consommation de viande, une déspecialisation des régions agricoles et une diminution des engrais minéraux (e.g. Barbieri et al., 2021; Billen et al., 2021)(Figure 1.2).

Aujourd'hui, les conséquences environnementales de la production massive d'azote réactif sur la qualité de l'eau, de l'air, la biodiversité et le climat, sont bien connues et englobées dans le concept de la cascade de l'azote (Galloway et al., 2003). Il en est de même pour les engrais phosphatés, responsables avec les excédents azotés des problèmes d'eutrophisation des écosystèmes aquatiques (Vitousek et al., 1997; Carpenter et al., 1998) (voir aussi section 1.2). Des concentrations élevées en matières organiques dissoutes d'origine terrestre dans les cours d'eau posent quant à elles des problèmes pour la production d'eau potable et causent des diminutions de la teneur en oxygène, dommageables pour la biodiversité aquatique (Gruau et al., 2004). L'ensemble de ces impacts peut également être synthétisé sous la forme du calcul de "limites planétaires", qui d'après Steffen et al. (2015) sont déjà dépassées pour les flux d'azote et de phosphore.

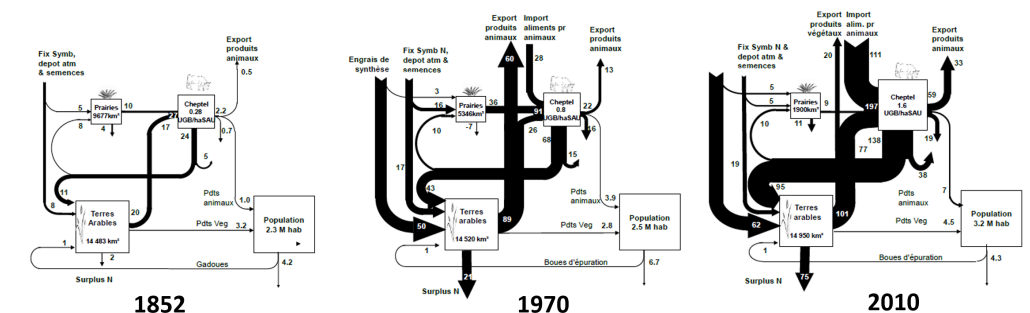


FIGURE 1.1 – Représentation GRAFS (Generalized Representation of Agro-Food Systems) des systèmes de production agricole bretons sous l'angle de la circulation des flux d'azote en 1852, 1970 et 2010. Les flux d'azote sont exprimés en kgN/ha de SAU/an (Le Noë et al., 2019).

1.2 Les facteurs de contrôle de l'eutrophisation

L'eutrophisation anthropique désigne le "syndrome d'un écosystème aquatique associé à la surproduction de matières organiques induits par des apports anthropiques en phosphore et en azote" (Esco Eutrophisation, 2018).

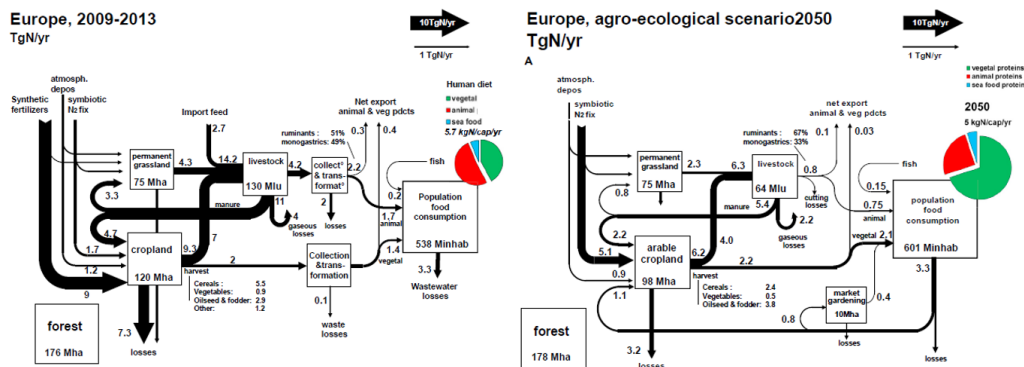


FIGURE 1.2 – Représentation d’un scénario agro-écologique (à droite) comparé à la situation actuelle (à gauche) pour l’Europe. D’après ce scénario, une déspecialisation des régions agricoles, associée à une moindre production/consummation de protéines animales et un meilleur recyclage de l’azote des urines humaines permettrait de se passer des engrais de synthèse en 2050 (Billen et al., 2021).

Elle se distingue de l’eutrophisation naturelle, qui se produit sur des temps plus longs et désigne une augmentation de la production de matières organiques qui accompagne l’évolution d’un écosystème aquatique jusqu’à son éventuel comblement. Les manifestations les plus médiatisées de l’eutrophisation dans l’ouest de la France sont les proliférations d’algues vertes du genre *Ulva* en milieu côtier (Figure 1.3), et les proliférations de cyanobactéries d’eau douce parmi lesquelles certaines peuvent émettre des toxines dangereuses pour l’homme. Dans d’autres régions telles que la mer Baltique, le golfe du Mexique ou la baie de Chesapeake, la principale préoccupation liée à l’eutrophisation des milieux est l’hypoxie voire l’anoxie provoquée par la décomposition de phytoplancton en mer.

L’eutrophisation nécessite la présence de nutriments en concentrations élevées, mais la réponse d’un milieu à une certaine concentration dépend d’autres facteurs environnementaux tels que la température, la lumière, et le temps de résidence de l’eau. Il existe une controverse scientifique sur le rôle respectif joué par les apports de N et de P dans le déclenchement des phénomènes d’eutrophisation dans différents types de milieux. Jusqu’à récemment, on considérait de manière schématique qu’il était plus judicieux d’agir sur le P dans les milieux d’eau douce et sur N dans les milieux côtiers et marins (Schindler et al., 2008 ; Chevassus-au-Louis et al., 2012). Cette vision d’une production primaire principalement contrôlée par le P dans les lacs reposait sur des expériences d’enrichissement en nutriments de lacs expérimentaux ; ce paradigme s’est érodé récemment suite à la prise en compte d’autres don-

nées observationnelles et l'étude d'une plus grande variété de lacs (Paerl et al., 2016). On considère généralement aujourd'hui qu'il faut agir sur les deux éléments à la fois pour réduire efficacement l'eutrophisation en eaux douces (Conley et al., 2009)(Figure 1.4). Pour le cas de l'eutrophisation côtière et en particulier des marées vertes, il n'existe pas de travaux de synthèse consensuels remettant en cause le paradigme du nitrate comme élément à réduire en priorité, même s'il existe des études de cas montrant des exemples de limitation par le phosphore (e.g. Bermejo et al., 2022). Mes travaux portent sur les mécanismes de transferts de N, P et carbone organique dissous (DOC) depuis les milieux terrestres vers les milieux aquatiques ; je ne m'intéresse pas pour l'instant aux effets sur les milieux aquatiques et ne me positionne pas sur la controverse "lequel du N ou du P doit être traité de manière prioritaire pour limiter l'eutrophisation". Mon point de vue est que les problèmes environnementaux liés aux pertes en nutriments par l'agriculture ne se limitent pas à l'eutrophisation (voir section 1.1 au sujet de la cascade de l'azote), et que nous avons intérêt à limiter l'utilisation et les fuites des deux nutriments du fait de la multiplicité des enjeux liés à la modification des cycles biogéochimiques N et P.

La part des émissions de N et P d'origine diffuse, liées au paysage dans son ensemble, et ponctuelle, liées à des rejets localisés, est très variable selon les régions du globe (Nemery et al., 2005; Alexander et al., 2008; Van Drecht et al., 2009; Grizzetti et al., 2012). En France, 97% du flux d'azote dans les cours d'eau provenait de transferts diffus d'origine agricole entre 2005 et 2009, contre 46% pour le phosphore (Dupas et al., 2015). En Bretagne, une analyse de chroniques basse fréquence (Legeay et al., 2015) a permis d'estimer que 70% du flux de phosphore était d'origine diffuse agricole sur la période 2007-2011. Cette dernière étude a également permis de montrer que la part relative des sources ponctuelles et diffuses s'est inversée au cours des deux dernières décennies : minoritaires dans les années 1980, les émissions diffuses agricoles sont aujourd'hui majoritaires en Bretagne. Les raisons avancées sont l'abandon des phosphates dans les lessives, l'amélioration des techniques d'épuration et une possible augmentation des transferts diffus agricoles (Collins et al., 2014; Schoumans et al., 2014). Pour l'azote, dans les régions agricoles, la part des émissions ponctuelle est minoritaire depuis le début des suivis de la chimie de l'eau en France dans les années 1970.

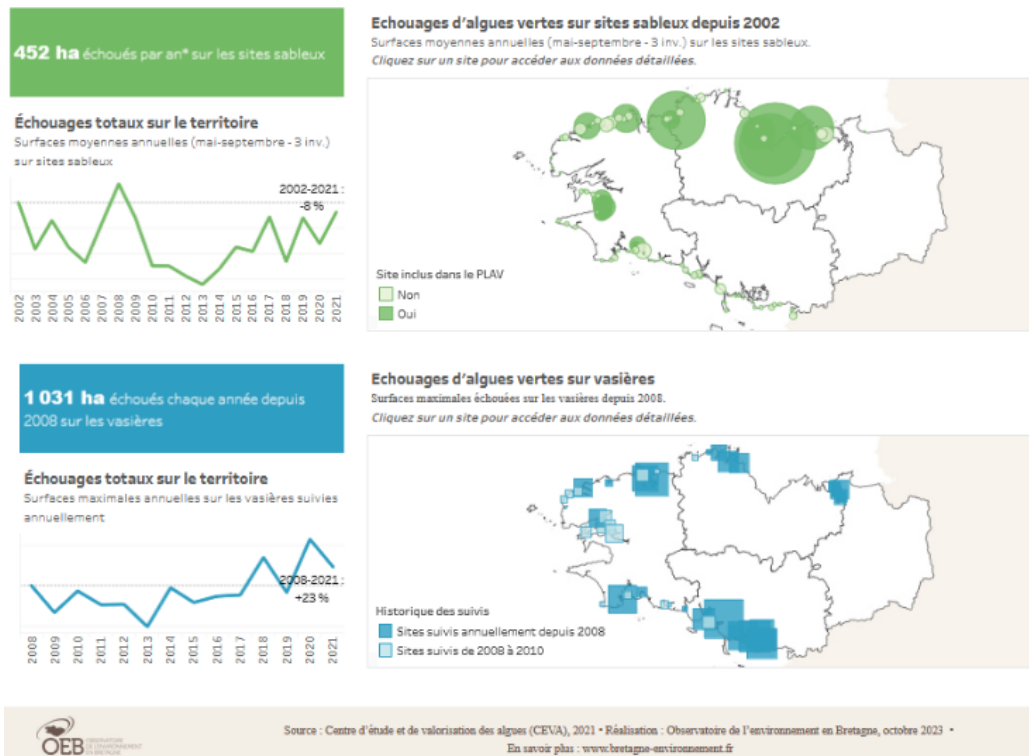


FIGURE 1.3 – Evolution des échouages d'algues vertes en Bretagne depuis 2002 et localisation en site sableux ou sur vasières. Données CEVA mises en forme par l'Observatoire de l'environnement en Bretagne.

1.3 Des questions de recherche à visées opérationnelles

Je pratique une recherche qu'on ne peut pas qualifier d'appliquée car elle ne propose pas directement des solutions à mettre en œuvre sur le terrain, ni une recherche dite fondamentale. Les questions de recherche que je traite ont toutes un lien avec des préoccupations opérationnelles : on peut donc parler de recherche finalisée, dans la culture de mon institut Inrae. Mes recherches contribuent à une meilleure connaissance des transferts hydriques d'éléments chimiques dans les bassins versants agricoles d'ordre et de taille variés. Mes travaux s'intéressent spécifiquement à 1) apporter une vision intégrée des transferts et transformations de carbone-azote-phosphore (C-N-P), ainsi que leurs interactions, dans les bassins versants agricoles, 2) comprendre les trajectoires long-terme de la qualité de l'eau sous l'influence de changements globaux et locaux, 3) étudier les facteurs de contrôle de la variabilité spa-

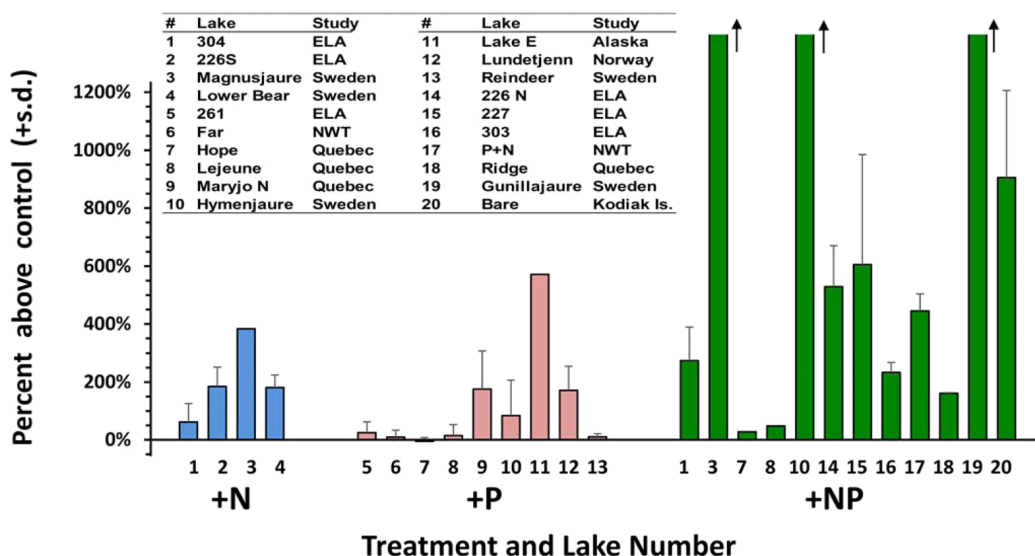


FIGURE 1.4 – Réponse du phytoplancton à des ajouts de N, P ou de N et P dans 20 expérimentations sur l'ensemble des lacs. Les lacs étudiés dans cette figure sont oligotrophes et situés en climat tempéré ou arctique (Paerl et al. 2016)

tiale des concentrations, en particulier l'effet de la configuration spatiale du paysage. Ces trois grandes thématiques structurent mon mémoire d'HDR en trois parties.

Les questions spécifiques posées par chaque chapitre sont :

Chapitre 2 : Voies de transfert de l'azote, du phosphore et des matières organiques dissoutes dans des têtes de bassins versants agricoles

- Quels sont les principaux compartiments sources de C, N, P dans les bassins versants agricoles ?
- Quels sont les principales voies de transfert de ces trois éléments et comment ces voies de transfert varient en fonction des saisons et des évènements météorologiques ?
- Quelles réactions se produisent le long du continuum de transfert entre la source primaire et l'arrivée à la rivière ?
- Comment ces réactions contribuent-elles à l'abattement, la rétention temporaire et à des changements de composition biogéochimique ?

Chapitre 3 : Effet de l'évolution du climat et des pressions anthropiques sur les trajectoires long-terme de la qualité de l'eau dans les bassins versants

- Quels sont les temps de latence des bassins versants dans le transfert de ces éléments ?

- Quelle part de la rétention apparente des bassins versants s'explique par des processus d'abattement et par la longueur des temps de transit ?
- Lequel du sol ou des aquifères contribue le plus à la constitution de stocks "hérités" ?
- Comment différencier la part de l'évolution des pressions anthropiques locales de celle du climat sur les trajectoires long-terme des flux et concentrations C, N, P ?

Chapitre 4 : Motifs spatiaux de la qualité de l'eau et effet de l'organisation spatiale des paysages

- Peut-on effectuer un diagnostic à bas coût des zones émettrices de pollution grâce à un échantillonnage à haute résolution spatiale en une date unique ?
- La configuration spatiale des paysages agricole a-t-elle un effet important sur les transferts ?
- Peut-on modifier l'agencement spatial d'unités de paysages pour maximiser la rétention in-stream aux saisons où il serait le plus crucial de diminuer les flux ?

Comme le laisse entrevoir la formulation de ces questions, mes travaux oscillent entre l'identification de facteurs de contrôle et de processus dominants, la quantification de certaines valeurs par des approches simples, et le développement de méthodes pour améliorer des diagnostics environnementaux.

1.4 Démarche et approches méthodologiques

Les recherches en sciences de l'environnement sont par nature pluridisciplinaires. Mes travaux sur la qualité de l'eau dans les bassins versants agricoles s'alimentent des connaissances en hydrologie, agronomie, science du sol, écologie et biogéochimie ; je les publie dans des journaux d'hydrologie ou généraux en sciences de l'environnement. Plutôt que la discipline, c'est l'objet d'étude – le bassin versant – qui unifie mes différentes contributions scientifiques. L'objet bassin versant peut correspondre à des échelles très variées, depuis le bassin élémentaire d'ordre 1 ou 2 jusqu'à des objets de plusieurs centaines ou milliers de kilomètres carrés. En général, j'appréhende le bassin versant comme un système global sans chercher à isoler certaines de ses composantes (l'agrosystème, l'hydro système, le sol, etc.) même s'il existe des exceptions, comme les travaux sur le relargage de phosphore et matières organiques dissoutes depuis les zones humides ripariennes (section 2.4). Une conséquence importante de travailler sur l'objet bassin versant est que je pra-

tique une recherche observationnelle plutôt qu'expérimentale, car il est très difficile d'intervenir sur un objet d'étude s'étendant sur des surfaces si vastes. Avec des données observationnelles, on peut néanmoins documenter et interpréter des changements (e.g. section 3.3), et pratiquer des comparaisons de bassins versants (e.g. section 3.5).

Mes approches sont généralement descendantes ("top-down") plutôt qu'ascendantes ("bottom-up"). Dans une approche descendante, on part de la réponse intégrée du système d'étude – ici des chroniques de concentrations à l'exutoire de bassins versants – afin d'en extraire de l'information permettant de remonter aux causes possibles de la variabilité spatio-temporelle observée. Cette approche se distingue des méthodes ascendantes, utilisée en modélisation agro-hydrologique mobilisant des modèles riches en paramètres, où l'on cherche à partir de la connaissance des processus élémentaires (règles de décision des agriculteurs, croissance de la plante, réactions biogéochimiques dans les sols, transfert d'eau dans les nappes, etc) à reconstituer le signal de sortie. Ces approches ascendantes nécessitent généralement un grand nombre de paramètres qu'il faut calibrer pour la plupart, ce qui pose des problèmes d'équifinalité. En revanche, ces modélisations à base physique, lorsque les modèles sont correctement évalués et calibrés, permettent des projections selon différents scénarios agricoles ou climatiques. Les approches descendantes que j'utilise ne permettent pas de se projeter dans des scénarios, mais leur souplesse permet de les appliquer dans un grand nombre de situations à la fois (e.g. sur un ensemble de bassins versants représentant un gradient de pluviométrie), ce qui permet d'apporter un éclairage sur les possibles conséquences d'un changement. Dans des approches statistiques descendantes, on rencontre des difficultés de colinéarité entre variables, qui brouillent l'identification de facteurs de contrôle dominants. J'essaie de surmonter cette difficulté en utilisant des proxy intégratifs (e.g. le surplus d'azote plutôt qu'un grand nombre de variables décrivant l'agriculture) et en analysant un grand nombre de situations dans l'espace et dans le temps. De mon point de vue, les approches de modélisation à base physique ascendantes et les approches d'analyse statistique de données descendantes contribuent toutes deux à améliorer la connaissance et doivent s'enrichir mutuellement.

Les approches statistiques descendantes nécessitent des données d'observation de l'environnement, qui peuvent provenir d'observatoires de recherche ou de suivis réglementaires comme ceux effectués pour la directive cadre sur l'eau. Les questions scientifiques qu'il est possible de traiter et les méthodes employées dépendent des caractéristiques des jeux de données disponibles ou collectés par mes soins : long-terme ou haute-fréquence, des suivis denses sur une zone ou répartis sur plusieurs éco-régions, etc. Je travaille généralement avec des données pré existantes, et doit adapter les questions qu'il est pos-

sible de traiter aux possibilités qu'offrent ces données ; plus rarement, j'ai pu développer mes propres dispositifs d'observations comme par exemple les suivis à haute résolutions spatiale (section 4.2) ou les suivis dans les zones humides (section 2.4).

Chapitre 2

Voies de transfert de l'azote, du phosphore et des matières organiques dissoutes dans des têtes de bassins versants agricoles

2.1 Introduction

Les concentrations et flux d'azote, phosphore et matières organiques dissoutes mesurées en certains points d'intérêt du réseau hydrographique (station d'évaluation DCE, point de prélèvement pour la production d'eau potable, exutoire vers un plan d'eau ou une baie sensible, etc) sont la conséquence d'une multitude de processus hydrologiques et biogéochimiques intégrés dans le temps et dans l'espace le long du continuum entre les sols et le réseau hydrographique (Grathwohl et al. 2013). L'objectif des travaux présentés dans ce chapitre est d'identifier les sources de C, N, P dans les paysages, les voies de transferts et les éventuelles réactions biogéochimiques (abattement, changement de forme chimique) en chemin. La connaissance des sources de C, N, P dans les paysages vise à permettre de mieux cibler l'action pour limiter les pollutions diffuses agricoles, tandis que la connaissance des voies de transferts dominantes et des mécanismes d'épuration/transformation vise à inspirer des leviers de gestion pour augmenter la rétention ou l'abattement de ces pollutions dans les paysages (Gascuel-Oudoux et al. 2018).

Il s'agit donc d'interpréter la dynamique temporelle des concentrations mesurées à l'exutoire en termes d'information spatiale (sur la localisation des compartiments contributeurs, sur les voies de transfert, etc), et de compléter ces observations à l'exutoire par des mesures in-situ dans certains comparti-

ments clés des bassins versants afin d'affiner les interprétations. Pour isoler la composante diffuse agricole des rejets ponctuels, et isoler les processus de transfert sol-cours d'eau des processus *in-stream*, il est courant d'étudier des bassins versants de tête, en amont de tout rejet ponctuel et dont le linéaire de cours d'eau est suffisamment court pour que les processus *in-stream* puissent être considérés négligeables (Fealy et al. 2010 ; Wall et al. 2011). C'est pour cette raison que la plupart des observatoires de l'environnement destinés à étudier les pollution diffuses agricoles placent leurs points de suivi à l'exutoire de bassins versants de petite taille (5-10km²) : les bassins versants agricoles d'OZCAR dont Agrhys, le Agricultural Catchments Programme irlandais, les observatoires TERENO allemands, les Demonstration Test Catchments anglais, etc. (Gaillardet et al. 2018).

Interpréter des dynamiques temporelles mesurées en un point en terme d'information spatiale sous-entend des connaissances a priori sur les variations de connectivité hydrologique entre compartiments du bassin versant aux échelles de temps caractéristiques que sont les échelles inter-annuelles, saisonnières et de l'évènement de crue. Ces variations de connectivité hydrologique impliquent les trois dimensions de l'espace : verticale (surface versus profond), latérale (zone riparienne versus haut de versant) et longitudinale (amont versus aval). On considère généralement que plus le bassin versant a reçu de précipitations et que ses nappes sont hautes, plus les compartiments éloignés du cours d'eau (i.e. les plus superficiels, de haut de versant et localisés vers l'amont) sont connectés hydrologiquement, et inversement (Aubert et al. 2013 ; Knapp et al. 2022). Dans des bassins versants de petite taille, on néglige généralement la composante longitudinale, les modèles conceptuels représentant alors de simples versants avec deux dimensions spatiales, dont la contribution respective est parfois difficile à distinguer (Figures 2.1 et 2.2)(e.g. Aubert et al. 2013). Dans les représentations dites "statiques", les concentrations dans les différents compartiments sont supposées constantes, et seules les variations de connectivité hydrologiques expliquent les variations de concentrations à l'exutoire. Dans ces représentations statiques, les compartiments conceptuels peuvent être représentés de manière discrète ou de manière continue avec des gradients (Figure 2.1)(Abbott et al. 2018). A l'inverse, dans les représentations dites "dynamiques", on cherche à comprendre les variations de concentration au sein des compartiments conceptuels (Figure 2.2). Dans ce cas, la complexification du modèle conceptuel requiert davantage d'information observationnelle, ce qui est possible en mesurant davantage d'éléments chimiques et/ou en mettant en place des suivis à haute fréquence et dans des conditions hydroclimatiques contrastées (Soulsby et al., 2008).

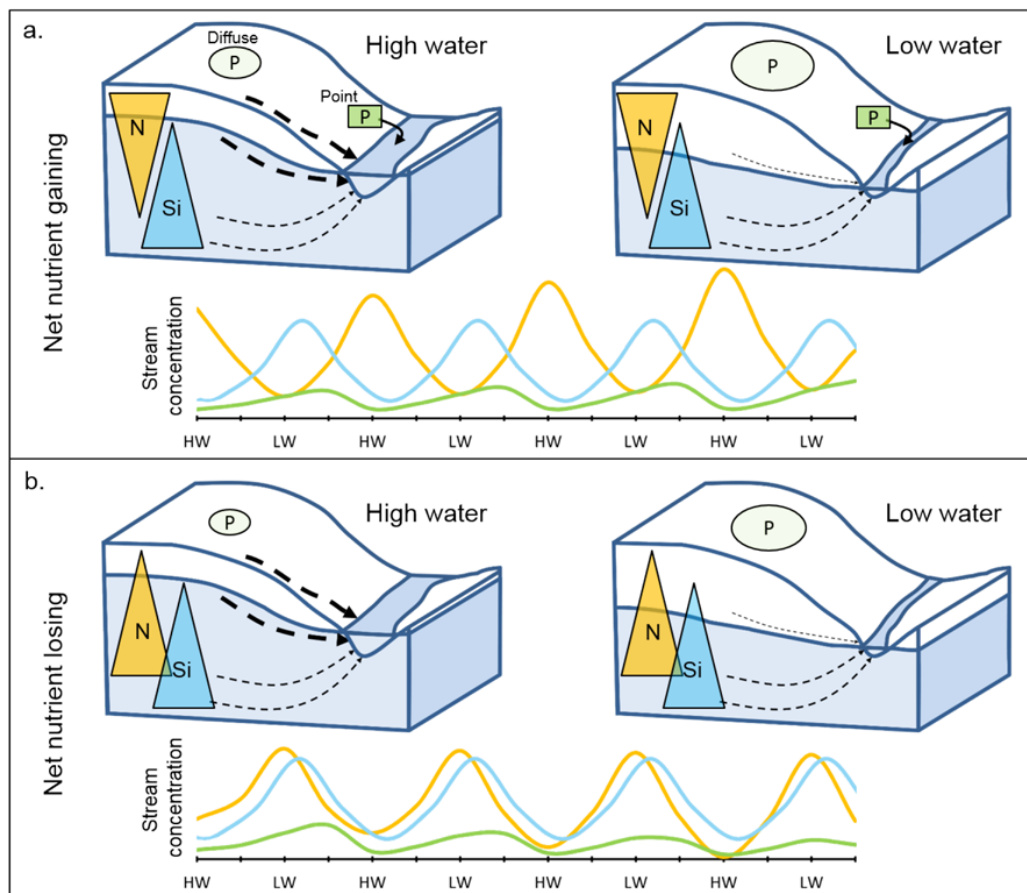


FIGURE 2.1 – Modèle conceptuel de bassin versant permettant d'interpréter les variations saisonnières de concentration dans les cours d'eau en fonction de gradients verticaux de concentration (Abbott et al., 2018).

Une autre manière de conceptualiser les transferts de C, N, P d'origine diffuse est le "continuum de transfert" de Haygarth et al. (2005). Ce modèle conceptuel, très utilisé dans les travaux anglo-saxons divise le transfert en 4 étapes successives dans le temps, plutôt qu'une division spatiale dans les modèles conceptuels présentés précédemment. Les quatre étapes sont : "source", "mobilisation", "delivery", "impact". Les sources peuvent être d'origine pédogénétique ou anthropique (fertilisation minérale et organique). Parmi les sources anthropiques il peut être utile de distinguer les apports récents des apports passés pouvant être minéralisés ou désorbés. On distingue la mobilisation chimique (solubilisation, minéralisation) de la mobilisation physique (érosion), et tout polluant mobilisé n'est pas forcément immédiatement transféré au cours d'eau : c'est l'étape "delivery" qui s'intéresse aux voies de transfert et aux mécanismes de rétention/épuration en chemin. Enfin, l'étape

"impact" s'intéresse aux effets des transferts, de leurs dynamiques, des formes transférées et des ratios stœchiométriques sur les milieux aquatiques. Le principal intérêt que je vois à cette dernière conceptualisation est qu'elle permet de discuter avec les gestionnaires de leviers de gestion à chacune des quatre étapes. Ces différentes manières de conceptualiser un bassin versant en vue de décrire les transferts de C, N, P ont toutes leurs mérites; je considère les descriptions par gradients plus réalistes que les description par compartiments discrets (sauf dans les cas où l'existence de discontinuités franches dans les bassins versants est documentée) et je préfère généralement les modèles conceptuels les plus simples (donc "statiques") que l'on peut dans un second temps complexifier à condition que l'information contenue dans les données soit suffisante. Au cours des dernières années, l'information supplémentaire ayant permis de complexifier les modèles conceptuels provient i) de la mesure à haute fréquence et continue; ii) de la mesure de plusieurs paramètres simultanément et iii) de mesures au sein de certains compartiments du bassin versant en plus de l'exutoire.

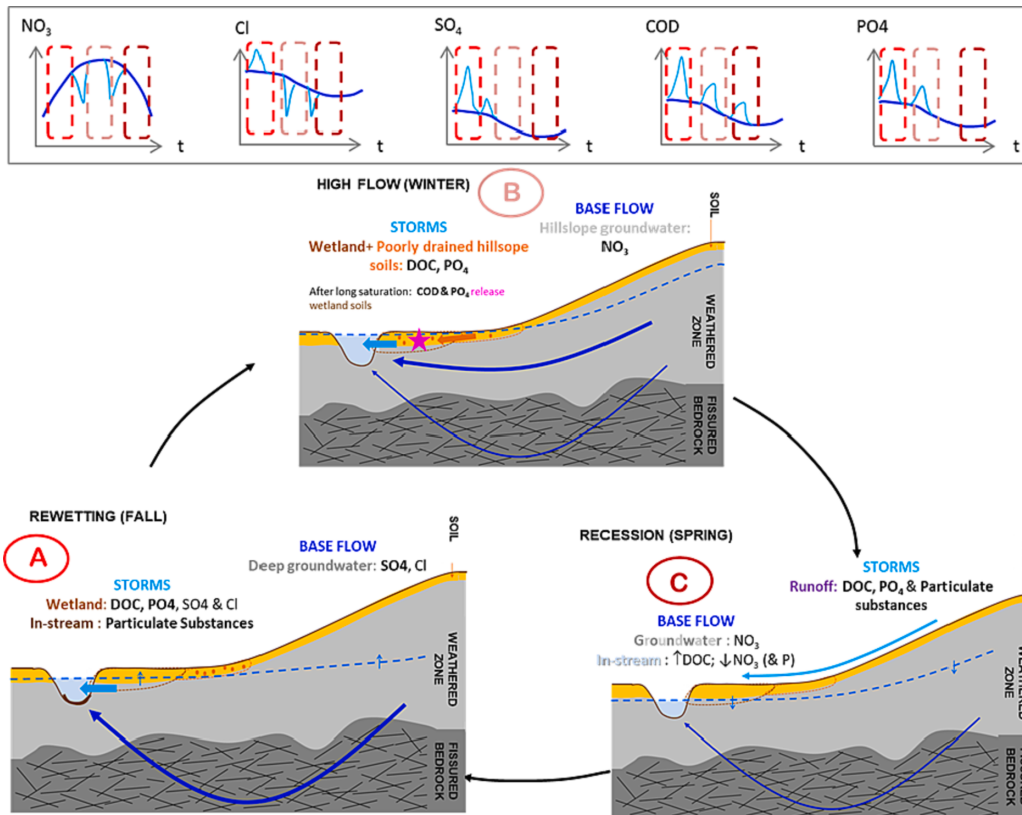


FIGURE 2.2 – Modèle conceptuel de bassin versant dit "dynamique", plus complexe que les "statiques" mais permettant d'interpréter les variations saisonnières et en crue de plusieurs éléments chimiques (Dupas, Fovet et al., 2022).

Ce chapitre résume mes contributions à l'interprétation des dynamiques C, N, P aux échelles temporelles de la saison et de l'évènement de crue pour identifier les compartiments contributeurs dans les bassins versants, ainsi que les voies de transfert. Il fait la synthèse de mes travaux de thèse sur les transferts de phosphore, des travaux antérieurs de l'UMR SAS sur une vision disjointe des transferts d'autres éléments, et des travaux ultérieurs à la thèse auxquels j'ai contribué pour aboutir à une vision conjointe des transferts de C, N, P et de leurs interactions. Les questions scientifiques traitées sont : où sont localisées les sources de C, N, P dans les paysages agricoles ? quelles sont les voies de transfert de ces trois éléments et comment ces voies de transferts varient en fonction des saisons et des types d'évènements pluvieux ? quelles réactions biogéochimiques se produisent entre la mobilisation de ces éléments à leur source et l'arrivée au cours d'eau ? comment ces réactions participent à l'abattement, la rétention temporaire ou des modifications de

forme chimique? Ce chapitre repose en grande partie sur les données de l'observatoire de l'environnement Agrhys (Kervidy-Naizin) décrit en annexe A. Dans ce chapitre, les sections 2.2 et 2.3 décrivent les motifs temporels C, N, P aux échelles temporelles de la saison et de la crue, ainsi que les interprétations qui peuvent être faites de ces motifs temporels. Ces deux sections adoptent un angle résolument méthodologique car je considère qu'il y a un enjeu important à bien décrire ces motifs temporels avant de tenter de les interpréter. La section 2.4 analyse la dynamique des concentrations mesurées in-situ dans la zone riparienne, un compartiment souvent mentionné pour interpréter les dynamiques de concentrations décrites dans les sections 2.2 et 2.3.

Ce chapitre résume des éléments de résultat publiés dans les articles 2, 9, 12, 17, 18, 20, 22, 23, 26, 27, 29, 31, 33, 37, 38, 43, 45 et 46 (voir CV).

2.2 Saisonnalité des concentrations C, N, P dans des bassins versants élémentaires

Mes principales contributions aux travaux sur la saisonnalité au sein du collectif de l'UMR SAS ont été de i) ajouter le phosphore aux connaissances déjà existantes sur la saisonnalité des concentrations en DOC et nitrate dans le bassin de Kervidy-Naizin (section 2.2.1); ii) contribuer à une synthèse C-N-P dans le bassin de Kervidy-Naizin, tenant compte de certaines des interactions entre ces éléments (section 2.2.2); iii) confronter les modèles conceptuels ainsi construits à des observations sur d'autres sites que Kervidy-Naizin, soit sur d'autres observatoires de recherche soit dans des bassins versants suivis dans un but opérationnel (section 2.2.3).

Dans les travaux sur la saisonnalité des concentrations que j'ai menés et auxquels j'ai participé, quatre catégories de méthodes d'analyse des données ont pu être employées :

- Agrégation des données de concentrations après un découpage fixe des saisons, par exemple en comparant les concentrations au cours des quatre trimestre d'une année, ou les concentrations au cours des trois mois les plus secs avec celles des trois mois les plus humides (Ebeling et al., 2021).
- Agrégation des données de concentrations après un découpage flexible des saisons hydrologiques, en fonction des niveaux de nappe. C'est par exemple le cas de la méthode développée par Humbert et al. (2015), reprise par Dupas et al. (2015), en utilisant les données de deux piézomètres de haut et bas de versant (Figure 2.3).

- L'ajustement d'une fonction périodique aux données (Dupas et al., 2017), ou une décomposition des séries temporelles en transformation de Fourier (Strohmenger et al., 2020).
- L'analyse de relations concentration-débit en utilisant un débit moyenné sur une période de 30 jours, ou la composante "lente" d'une décomposition d'hydrogramme (Minaudo et al., 2019).

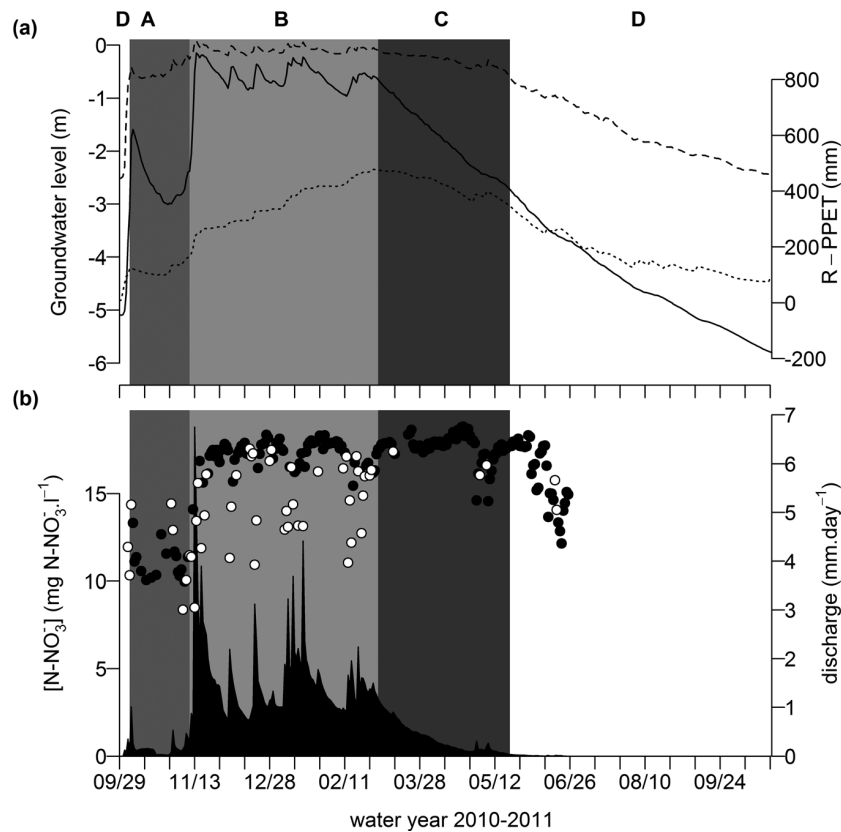


FIGURE 2.3 – Découpage d'une année hydrologique en quatre périodes A, B, C, D en fonction des hauteurs de nappe de haut de versant (trait plein), de nappe de bas de versant (trait pointillé) et de la différence P-ETP. L'axe des x représente une année hydrologique entre le 30 septembre 2010 et le 30 septembre 2011 (Humbert et al. 2015).

2.2.1 La saisonnalité des transferts de phosphore

Les travaux sur la saisonnalité des transferts de phosphore sont issus de ma thèse soutenue en 2015. Pour ce travail, j'ai analysé séparément le phosphore réactif soluble (SRP) et le P particulaire (PP, approximé comme

TP-SRP) et les données sont agrégées selon 4 saisons hydrologiques : A pour la reprise des écoulements, B1 et B2 pour le début et la fin de la période de hautes eaux et C pour la récession. On remarque que dans le bassin versant de Kervidy-Naizin, à l'agriculture intensive mais sans source ponctuelle, les concentrations en phosphore sont extrêmement faibles hors crue et que les concentrations par période se recoupent largement : la saisonnalité des concentrations hors crue est très faible. Cette faible saisonnalité est cependant différente pour SRP et PP : les concentrations en SRP sont les plus élevées en périodes de débit faible, à la reprise des écoulements et pendant la récession ; les concentrations en PP sont les plus élevées à la reprise des écoulements et pendant la deuxième partie de la période de hautes eaux (Dupas et al., 2015). On constate donc que les variations saisonnières de concentrations en phosphore dissous et particulaire ne sont pas synchrones, ce qui suggère des mécanismes de transferts relativement indépendants (Figure 2.4). Cette non-synchronie des transferts de phosphore dissous et particulaire se retrouve aussi à l'échelle des crues (section 2.3). Pour le SRP, nous avons interprété les concentrations plus élevées en périodes de basses eaux par i) une variation saisonnière de connexion hydrologique dans la dimension latérale, avec les zones ripariennes sources de P dissous contribuant plus fortement en période de basses eaux et ii) une variation saisonnière des mécanismes de solubilisation du P des sols ripariens en fonction de la température, du potentiel rédox et du pH. La section 2.4 explore les mécanismes de solubilisation du P dans les sols ripariens grâce un suivi in-situ des solutions de sol pendant trois années hydrologiques. Pour le P particulaire hors crue, nous avons interprété les variations saisonnières en fonction des stocks de sédiments présents dans les cours d'eau (importants à la reprise des écoulements, puis s'épuisant) et de la capacité du cours d'eau à éroder les berges quand son débit augmente (en deuxième moitié d'hiver).

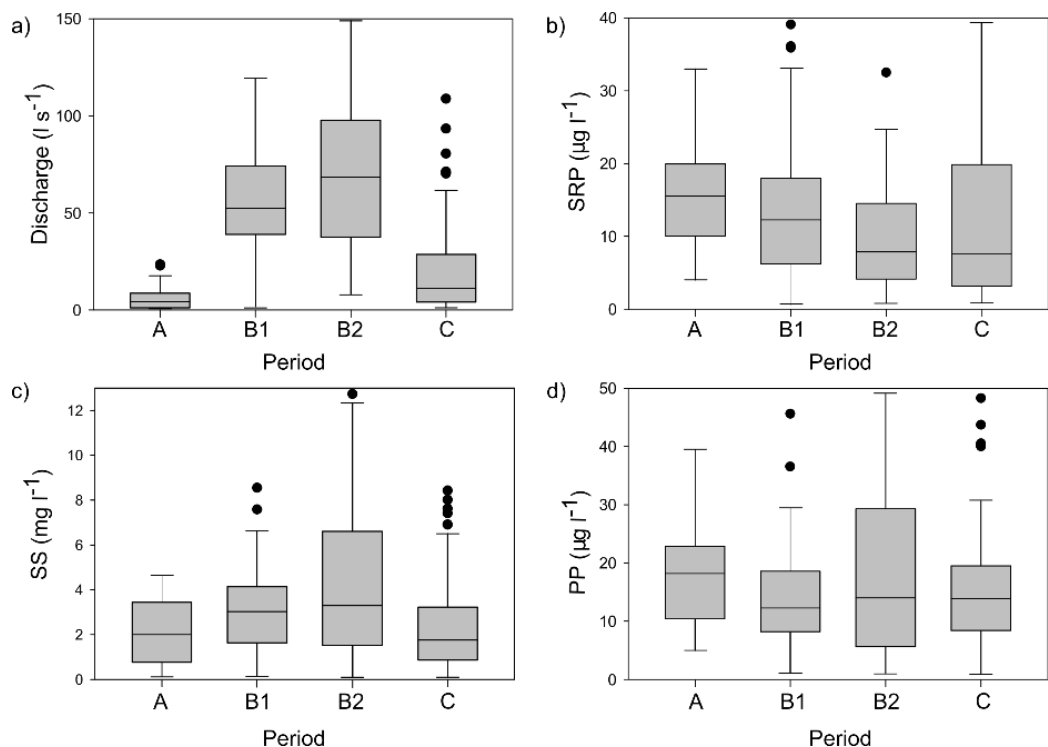


FIGURE 2.4 – Distribution saisonnière des débits (a), des concentrations en phosphore soluble réactif (SRP, b), en matières en suspensions (SS, c) et phosphore particulaire (PP, d). Seules les données en débit de base (2007-2013) sont présentées ici, grâce à un algorithme permettant d’identifier et d’exclure les crues (Dupas et al., 2015).

2.2.2 Vers une vision intégrée de la saisonnalité C, N, P

Cette contribution sur la saisonnalité des concentrations en phosphore a permis de compléter les connaissances précédemment acquises sur la saisonnalité d’autres éléments chimiques dans le bassin versant de Kervidy-Naizin (Aubert et al., 2013). La synthèse faite dans la thèse de Laurent Strohmenger, que je n’ai pas encadrée mais dont j’ai participé aux discussions, a permis d’offrir une vision globale des transferts de C, N, P et de certaines de leurs interactions (Strohmenger et al., 2020). Elle confirme que plusieurs solutés dont le DOC présentent des dynamiques saisonnières opposées à celles du débit, avec des maximums saisonniers en période de basses eaux. À l’inverse, le nitrate est au plus haut en période de hautes eaux (avec une montée du nitrate retardée par rapport au débit). La dynamique du SRP modélisée par

Strohmenger et al (2020) ne montre pas une opposition saisonnière au débit aussi nette que la représentation de la Figure 2.5 car Strohmenger et al. (2020) ont utilisé toutes les données dont les crues, alors que la Figure 2.4 n'utilise que les données hors-crue. Là encore, l'interprétation de ces variations saisonnières reposent principalement sur des variations de connectivité hydrologique dans la dimension latérale (zone riparienne vs haut de versant) et verticale (profond vs superficiel). Des mécanismes biogéochimiques saisonniers, notamment dans la zone riparienne, peuvent aussi se superposer à ces variations de connectivité hydrologique ; ils ont été explorés par suivi in-situ (section 2.4). Il est intéressant de constater que les interprétations produites à l'UMR SAS mobilisent une représentation en deux dimensions (connectivité latérale et verticale), tandis que d'autres (e.g. Knapp et al., 2022) interprètent les variations saisonnières des concentrations comme une conséquence de variations de connectivité uniquement dans la dimension latérale, alors que les variations en crue seraient une conséquence de variations de connectivité dans la dimension verticale. Les deux étant liées, il est difficile de trancher sur la conceptualisation la plus juste.

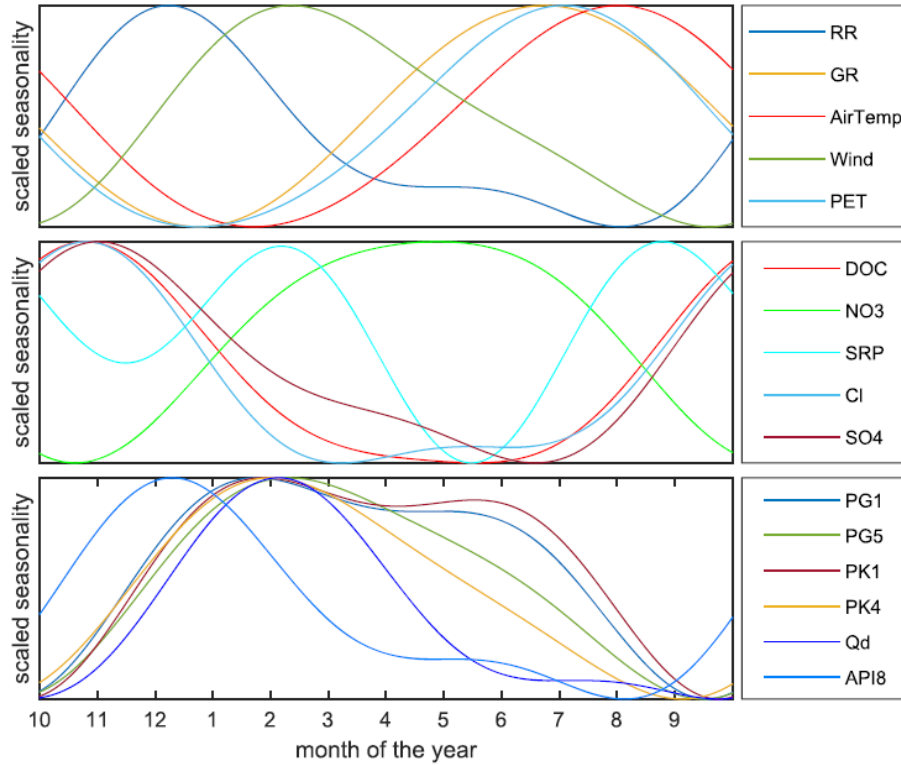


FIGURE 2.5 – Motifs saisonniers des variables climatiques (RR : pluie, GR : radiation globale, AirTemp : température de l’air, Wind : vitesse du vent ; PET : évapotranspiration potentielle), hydrochimiques (DOC : carbone organique dissous, NO₃⁻, SRP : phosphore réactif soluble ; Cl⁻, SO₄²⁻) et hydrologiques (PG1 et PK1 : hauteurs de nappe dans deux piézomètres de bas de versant ; PG5 et PK4 : hauteurs de nappe dans deux piézomètres de haut de versant ; Qd : débit journalier). Obtenus par une Transformation de Fourier à deux harmoniques (Strohmenger et al., 2020)

Au-delà de l’observation de concentrations en nitrate plus élevées en période de hautes eaux et de concentrations en DOC plus élevées en période de basses eaux, on constate une synchronie imparfaite entre variations saisonnières de ces concentrations et celle du débit, se traduisant par des hystérèses dans les relations concentration-débit saisonnières (Aubert et al., 2013). Le maximum saisonnier de concentration en nitrate se produit après celui du débit et plusieurs causes sont possibles pour expliquer ce décalage : il se peut qu’en plus des variations de connectivité précédemment invoquées, les apports agricoles en sortie d’hiver jouent un rôle sur l’augmentation des concentrations en mars-avril, à condition que des transferts très rapides aient

lieu ; il est aussi possible que la montée de nappe, avant de connecter hydrologiquement les nappes de versants riches en nitrate, déplace un volume d'eau présent dans le bassin versant et ayant séjourné longtemps dans des compartiments où peut avoir lieu la dénitrification. Le maximum saisonnier de concentration en DOC a lieu à la reprise des écoulements, et une cause possible de ce pic annuel est la constitution d'un stock en période sèche, qui est ensuite épuisé progressivement au cours de l'hiver (Humbert et al., 2015). La remontée des concentrations en DOC pendant la phase de récession printanière pourrait être expliquée par de la production primaire autochtone ; ce mécanisme n'a pas encore été confirmé en caractérisant les propriétés de la matière organique à cette période de l'année dans les eaux du bassin versant de Kervidy-Naizin.

2.2.3 Analyse de la saisonnalité des concentrations dans une diversité de contextes

En comparaison à d'autres bassins versants dont j'ai pu analyser les données, quelle que soit leur taille ou leur occupation des sols, les variations saisonnières de concentration à Kervidy-Naizin sont peu marquées. Une explication possible à cette relative "chémotastie" à Kervidy-Naizin et d'autres bassins versants agricoles sont les fortes entrées en azote, qui homogénéisent les concentrations dans tous les compartiments et pourraient avoir des conséquences sur la solubilisation des autres éléments (Basu et al., 2010 ; Musolff et al., 2015 ; Dupas et al., 2016). Une autre explication à cette faible variation saisonnière des concentrations à Kervidy-Naizin est l'état d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau qui, s'ils sont bien protégés par une bande tampon dépassant même par endroit la largeur réglementaire, ont été déplacés, recalibrés et surcreusés, déconnectant hydrologiquement la zone riparienne qu'on suppose jouer un rôle important dans la saisonnalité des concentrations. Cette dernière hypothèse sur le rôle important de la zone riparienne est corroborée par des observations dans trois bassins versants forestiers d'environ 1km² dans l'est de l'Allemagne (Carsfeld 1, 2 et 3, Figure 2.6). Dans ces trois bassins versants, des variations saisonnières marquées du nitrate, fer dissous, SRP et DOC semblent liées à la proportion de sols hydromorphes de bas de versant. Pour ces trois bassins versants, mais aussi sur nombre d'autres en Allemagne analysés par Musolff et al. (2017), les variations long-terme et saisonnières des concentrations en C-N-P et Fe pourraient traduire un contrôle par le nitrate des processus de dissolution du Fe dans les sols ripariens, lui-même à l'origine d'un relargage de DOC et SRP. D'après cette interprétation, un processus biogéochimique viendrait alors se superpo-

ser et amplifier les variations saisonnières de concentrations expliquées par des processus de mélange de compartiments.

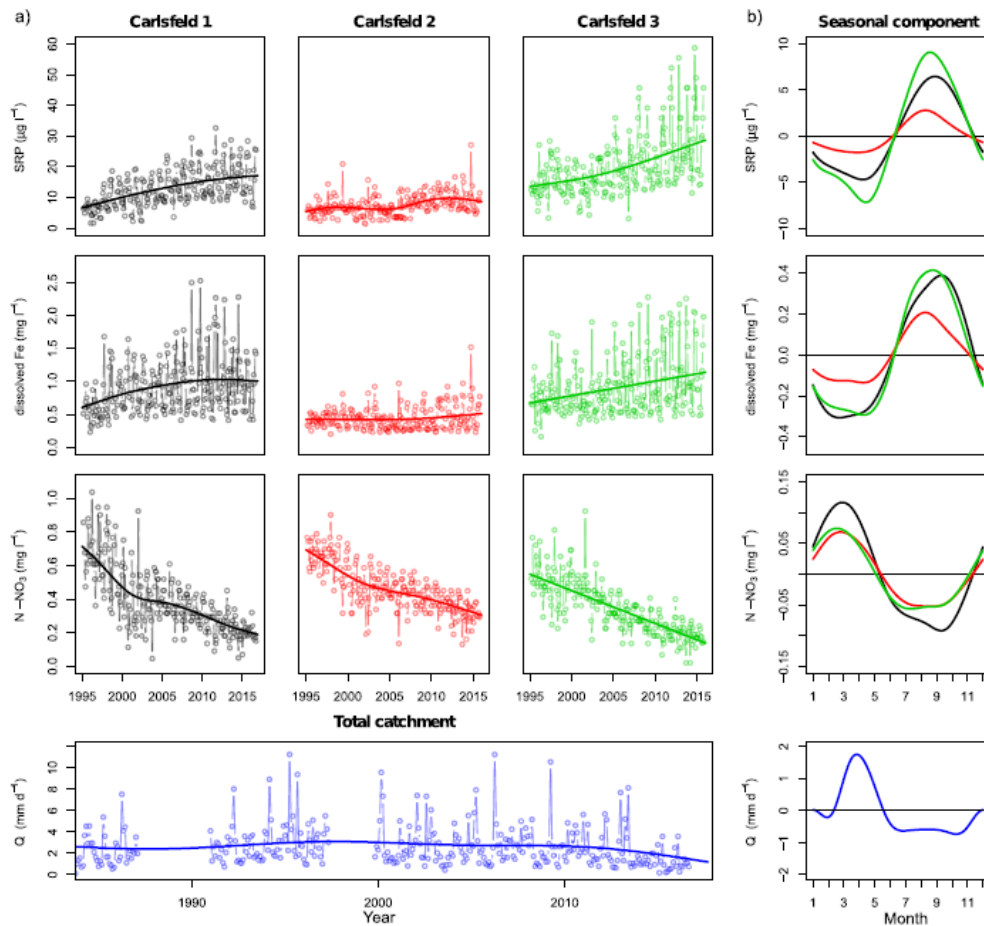


FIGURE 2.6 – Décomposition des données nitrate, phosphore réactif soluble (SRP) et Fer dissous (Fe) en une composante long-terme (a) et une composante saisonnière (b), dans trois petits bassins versants forestiers allemands (Carlsfeld 1, 2 et 3) (Dupas et al., 2016).

Dans des bassins versants de plus grande taille ($> 10 \text{ km}^2$ et jusqu'à plusieurs centaines de km^2), les mêmes motifs saisonniers qu'à Kervidy-Naizin sont souvent observés, même si on ne peut pas les attribuer uniquement à des processus de versant tant les processus in-stream, les processus de mélange entre sous-bassins versants et les sources ponctuelles peuvent influencer les variations saisonnières (voir section 4.4). Pour le nitrate, Ebeling et al. (2021) ont montré que 84% des 290 bassins versants d'Europe de l'ouest étu-

diés présentait des concentrations en nitrates plus élevées en hautes eaux qu'en basses eaux. De même, Minaudo et al. (2019) ont montré que 75% des 219 bassins versants français étudiés présentaient des concentrations en nitrates plus élevées en hautes eaux qu'en basses eaux ; et 95% de ces mêmes bassins versants présentaient des concentrations en phosphore plus élevées en basses eaux qu'en hautes eaux. Pour le nitrate, les rares saisonnalités inversées (maximum saisonnier en basses eaux) sont souvent interprétées comme la conséquence d'un gradient inversé en nitrate dans une ou plusieurs dimensions de l'espace (verticale, latérale ou longitudinale, Abbott et al., 2018 ; Guillemot et al., 2020). Un échantillonnage à haute résolution spatiale (tous les 100m environ) que j'ai réalisé dans de petits bassins versants bretons (1-3 km², Dupas et al. 2021) a montré qu'en effet, un gradient longitudinal de concentrations inversé (nitrate plus élevé à l'aval qu'à l'amont) était observé pour un bassin versant à la saisonnalité inversée (nitrate plus élevé en basses eaux). L'explication des saisonnalités nitrate inversées demande néanmoins davantage d'investigation. En revanche les concentrations élevées en basses eaux pour le phosphore observées par Minaudo et al. (2019) s'expliquent largement par un manque de dilution des rejets de stations d'épuration à l'étiage, puisque les saisonnalités en phosphore les plus marquées sont observées dans des bassins versants avec de nombreux rejets ponctuels et/ou des étiages prononcés.

2.3 Dynamique des transferts C, N, P en crue

Une crue désigne une augmentation de débit causée par un événement de pluie, la fonte des neiges, un lâcher de barrage, etc. Mes travaux ont exclusivement porté sur des crues provoquées par des événements de pluie. On étudie les dynamiques hydrochimiques en crue car ces dernières peuvent représenter une part importante des flux annuels (section 2.3.2) et les dynamiques concentration-débit peuvent renseigner sur les origines spatiales et voies de transfert des éléments exportés (section 2.3.3). Ces travaux posent plusieurs défis méthodologiques qui concernent la mesure à haute-résolution temporelle, l'analyse des données notamment l'identification des événements de crue dans les séries temporelles (section 2.3.1) et les descripteurs de dynamiques concentration-débit en crue (section 2.3.3).

2.3.1 Détection et description d'évènements de crue

De nombreux auteurs ont proposé des méthodes pour identifier les date et heure de début et fin de crue dans des séries temporelles hydroclimatiques.

Par exemple, Aubert et al. (2013) ont proposé une méthode basée sur des seuils de précipitation et débit journaliers pour identifier les jours où avaient lieu une crue. Ce type de méthode, suffisante pour analyser des données à basse fréquence, ne permet pas d'identifier les heures précises de début et de fin de la crue, nécessaires à l'étude de données haute fréquence. Les premières données de chimie à haute fréquence en crue étaient issues d'échantillonnages automatiques, déclenchés selon un seuil de débit ou variation de débit, avec un échantillonnage à pas de temps constant (par exemple 1h) pour le nombre de flacons prévu dans l'appareil (par exemple 24). Pour analyser les données, il était alors naturel de considérer l'heure du premier et du dernier échantillon comme le début et la fin de la crue, respectivement. Les premières chroniques continues et haute-fréquence ont été analysées suite à une identification "manuelle" des heures de début et de fin de crue, ce qui pose des questions quant à la subjectivité non expliquée des critères pris en compte pour décider de ce découpage. Dès ma thèse, j'ai proposé un algorithme de détection des crues à partir de données infra-horaires de débit, et j'ai utilisé ce même algorithme pour la suite de mes travaux en ajustant ses paramètres aux différents bassins versants étudiés. Cet algorithme a été repris par d'autres chercheurs à l'UMR SAS (e.g. Strohmenger et al. 2020) et ailleurs (e.g. Musolff et al., 2021). Il nécessite quatre paramètres pour définir un événement de crue : 1) le début de l'évènement est défini par une augmentation de débit (en sélectionnant une valeur faible pour inclure les premiers instants de la crues dans l'analyse) ; 2) la fin de l'évènement est définie par une stabilisation du débit en sélectionnant une valeur négative proche de zéro pour identifier une crue "complète" ; 3) un évènement de crue est finalement retenu si le débit dépasse une certaine valeur (à définir selon que l'utilisateur souhaite identifier un grand nombre de crues ou seulement les plus importantes) ; 4) des crues avec pic multiples peuvent être regroupées ou séparées comme des évènements distincts grâce à un dernier paramètre de diminution maximale entre pic de débit (à titre d'exemple Dupas et al., 2016 utilise -50%).

Une fois les heures de début et fin de crue identifiées, on cherche généralement à décrire deux aspects des dynamiques concentrations-débit : 1) quantification de la baisse ou de l'augmentation des concentrations (motif de dilution ou concentration) ; 2) caractérisation des hystérèses concentrations-débit pour étudier si les pics de concentrations précèdent ou suivent le pic de débit (hystérèse horaire ou anti-horaire) (Lawler et al., 2006 ; Lloyd et al., 2016). Un motif de dilution indique que les compartiments hydrologiques connectés en crues (les plus superficiels et/ou éloignés du cours d'eau) ont des concentrations plus basses que les compartiments alimentant le cours d'eau en débit de base (la nappe), et inversement pour un motif de concentration. Une hystérèse horaire indique que la source de l'élément considéré est proche

du cours d'eau et que sa connectivité hydrologique se fait rapidement, avant que cette source ne s'épuise ou ne soit diluée par les compartiments hydrologiques connectés plus tard au cours de la crue. A l'inverse, une hystérèse antihoraire indique que la source de l'élément considéré est plus éloignée hydrologiquement du cours d'eau et qu'il faut un certain temps pour que la connexion hydrologique se fasse (temps de remontée de la nappe, de saturation en eau des sols, etc). Ainsi un transfert provoqué par un ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration sera marqué par une hystérèse horaire, tandis qu'un transfert provoqué par un ruissellement sur sol saturé peut être marqué par une hystérèse anti-horaire, le temps que le sol se sature en eau (Stutter et al., 2008 ; Lloyd et al., 2016). Des mécanismes très différents peuvent produire le même type d'hystérèse : par exemple une remobilisation de phosphore précédemment présent dans le cours d'eau provoquera une hystérèse horaire semblable à celle provoquée par un ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration. Aussi, caractériser le contexte hydroclimatique de chaque crue est nécessaire pour identifier le mécanisme dominant le plus probable, quand c'est possible (Musolff et al., 2021).

Pour qualifier et quantifier la direction et la "rondeur" d'une hystérèse concentration-débit, l'indice d'hystérèse (HI) de Lawler et al. (2006) est souvent cité comme référence, et il en existe de nombreuses variantes. Cette méthode repose sur le calcul d'un ratio entre les concentrations au débit médian de la crue, en phase de montée du débit (C_{RL}) et en phase de récession (C_{FL}) :

Si $C_{RL} > C_{FL}$ (hystérèse horaire) :

$$HI = C_{RL}/C_{FL} - 1$$

Si $C_{RL} < C_{FL}$ (hystérèse antihoraire) :

$$HI = -C_{FL}/C_{RL} + 1$$

Une valeur positive de cet HI indique une hystérèse horaire, et une valeur négative une hystérèse antihoraire. Les variantes existantes de cet indice consistent à 1) calculer HI non seulement pour le débit médian de la crue mais à plusieurs percentiles du débit ; 2) normaliser les données de concentrations pour comparer les "rondeurs" d'hystérèse indépendamment de la valeur des pics de concentrations ou pour des solutés différents.

Une amélioration importante de cet indice a été proposée par Lloyd et al. (2015), consistant à calculer la différence entre C_{RL} et C_{FL} plutôt que leur ratio, ce qui permet de s'affranchir des valeurs du débit et de concentration initiales dans la quantification de la rondeur de l'hystérèse. Une autre méthode, que j'ai utilisée pendant ma thèse (Dupas et al., 2015) et permettant de s'affranchir des valeurs du débit et de concentrations initiales est le "Pollutogramme" de Rossi et al. (2005). L'indice peut également être calculé quand le suivi ne couvre pas l'entièreté de la crue. Cette méthode consiste à

ajuster la fonction $L = Q^b$, où L est la fraction (entre 0 et 1) du flux cumulé du soluté d'intérêt et Q et la fraction (entre 0 et 1) du débit cumulé pendant la crue. Une valeur de $b < 1$ indique une hystérèse horaire et une valeur de $b > 1$ indique une hystérèse antihoraire.

Enfin la méthode Minaudo et al. (2017) et Musolff et al. (2021) consiste à ajuster un modèle linéaire permettant de qualifier à la fois le motif de dilution/concentration et la forme de l'hystérèse :

$$C(t) = a * Q(t)^b + c * dQ(t)/d(t)$$

Où $C(t)$ est la concentration et $Q(t)$ le débit en fonction du temps, et a , b , c sont trois paramètres décrivant respectivement le niveau de concentration, la pente de dilution/concentration et c la forme de l'hystérèse (Figure 2.7).

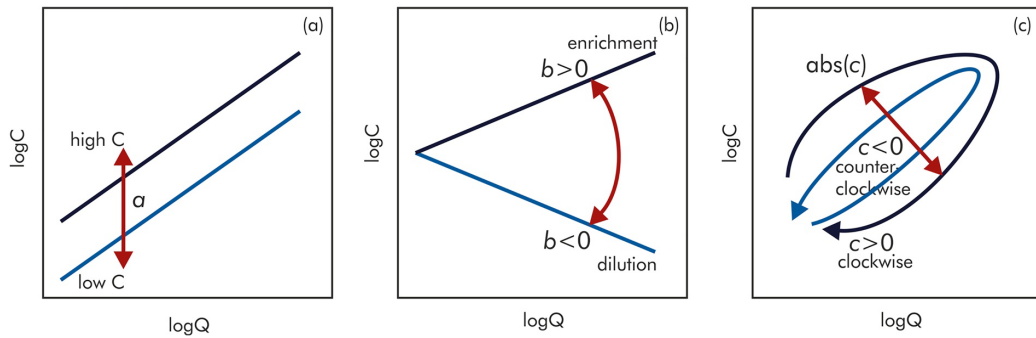


FIGURE 2.7 – Interprétation des paramètres a , b , c de l'équation de Musolff et al. (2021)

Parmi tous les indices d'hystérèse disponibles, il n'existe pas de meilleure méthode dans l'absolu et les auteurs en comparent souvent plusieurs, soit pour montrer que les conclusions ne sont pas sensibles à la méthode choisie, soit à l'inverse pour justifier de la supériorité de la méthode choisie pour l'objectif de l'étude (eg Musolff et al., 2021). De mon point de vue, le choix de l'indice d'hystérèse à retenir doit faire suite à une réflexion sur : 1) est-il important de normaliser les données? La réponse sera oui si l'on compare des solutés différents, et/ou si l'on s'intéresse à la forme de l'hystérèse sans prendre en compte la surface de la boucle, et non dans le cas inverse ; 2) faut-il une méthode qui s'affranchisse des valeurs de débit et concentration initiale? En général, je pense que oui ; 3) la crue est-elle suivie pendant toute la phase de montée et de récession du débit? Une méthode analysant les concentrations au débit médian ne sera pas utilisable si le suivi de la récession s'arrête avant le retour à ce débit médian.

2.3.2 Estimation des flux en crue grâce à la mesure haute fréquence

L'apparition dans les années 2000-2010 de chroniques à haute fréquence couvrant l'ensemble des crues a conduit de nombreux collectifs de chercheurs à réestimer les flux annuels de leurs bassins versants de recherche, et à analyser l'erreur qu'induit un calcul de flux avec un suivi à basse fréquence (Jordan et al., 2005). Par exemple, Cassidy et al. (2011) ont sous-échantillonné une chronique de phosphore total dans trois sous-bassin versants irlandais à des fréquences journalières à hebdomadaires et ont montré que l'estimation d'un flux annuel avec ces chroniques dégradées pouvaient aboutir à des sous-estimations de 60%. Nous n'avons pas publié de telles analyses avec les données phosphore infra-horaires à Kervidy-Naizin, car nous avons investi dans le suivi haute-fréquence avec quelques années de retard par rapport aux pionniers et ce genre d'analyse a déjà été répété de multiples fois. Les figures 2.8 et 2.9 sont donc issues d'une présentation non publiée.

Sur une période de cinq ans (2016-2021) à Kervidy-Naizin, les crues identifiées représentaient 7% du temps et 27% du débit cumulé. Pendant ces crues, 20% du flux de nitrate annuel était exporté et 55% du flux de TP. Le pourcentage de flux de nitrate inférieur à celui du débit en crue traduit un motif de dilution majoritaire pour ce soluté, et inversement pour le phosphore. Les flux annuels avec les données haute-fréquence s'élèvent à 0.29kgP/ha/an et 38.3 kgN/ha/an, soit des valeurs dans la fourchette basse des flux de phosphore estimés en Bretagne (Legeay et Gruau, 2013)/France (Dupas et al., 2015)/Europe (Bol et al., 2018) et dans la fourchette haute pour le nitrate. Si les valeurs élevées de flux de nitrate étaient attendues étant donné le contexte agro-pédo-climatique avec des apports agricoles élevés et une forte vulnérabilité au transfert, les valeurs faibles de flux de phosphore sont en revanche moins intuitives. Une explication possible est l'absence de sources ponctuelles à Kervidy-Naizin, et le fait que les sols ont une forte capacité d'adsorption et sont peu sensibles à l'érosion en comparaison à d'autres régions.

Un sous-échantillonnage de la chronique haute-fréquence à des pas de temps mensuel, hebdomadaire et journalier, montre étonnamment peu de biais systématique pour TP et nitrate, mais des dispersions très grandes pour TP surtout aux plus basses fréquences d'échantillonnage. L'erreur dans l'estimation des flux de nitrate est plus faible même à des fréquences mensuelles, ce qui questionne l'intérêt d'un tel suivi si l'objectif est d'affiner le calcul des flux, étant donné que l'erreur dans l'estimation du débit ou l'erreur d'analyse au laboratoire peut être aussi voire plus importante (Lloyd et al. 2015). L'intérêt d'un suivi à haute-fréquence ne se limite néanmoins pas à l'estimation précise du flux, puisque l'analyse des dynamiques en crue est

source d'informations utiles pour la compréhension des transferts à l'échelle du bassin versant. Enfin, il faut aussi noter que les résultats de la Figure 2.9 utilisent cinq ans de données, le nombre d'années compensant en partie la basse fréquence ; le même calcul année par année montrerait des barres d'erreur plus grandes (non montré).

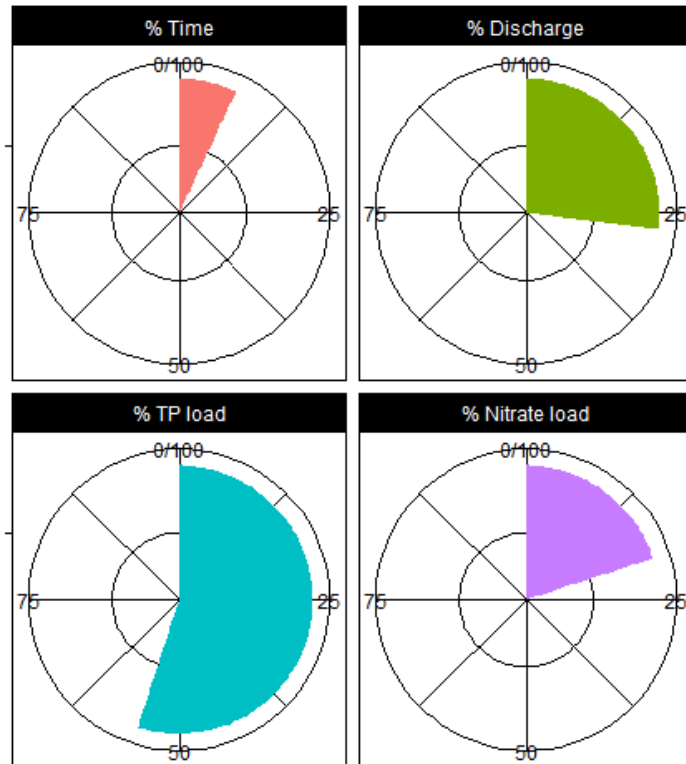


FIGURE 2.8 – Part du temps, du débit, du flux de phosphore total et de nitrate en crue pendant la période 2016-2021 à Kervidy-Naizin.

2.3.3 Interprétation des hystérèses concentration-débit en crue

Mon travail de thèse analyse les données de phosphore de 54 crues à Kervidy-Naizin et 58 crues sur le bassin du Moulinet (un bassin versant normand de taille comparable à Kervidy-Naizin mais plus pentu et herbager), suivies grâce à un échantillonneur automatique sur la période 2007-2014.

Le premier résultat marquant été la mise en évidence de dynamiques asynchrones pour le phosphore particulaire (PP) et le phosphore dissous (SRP)

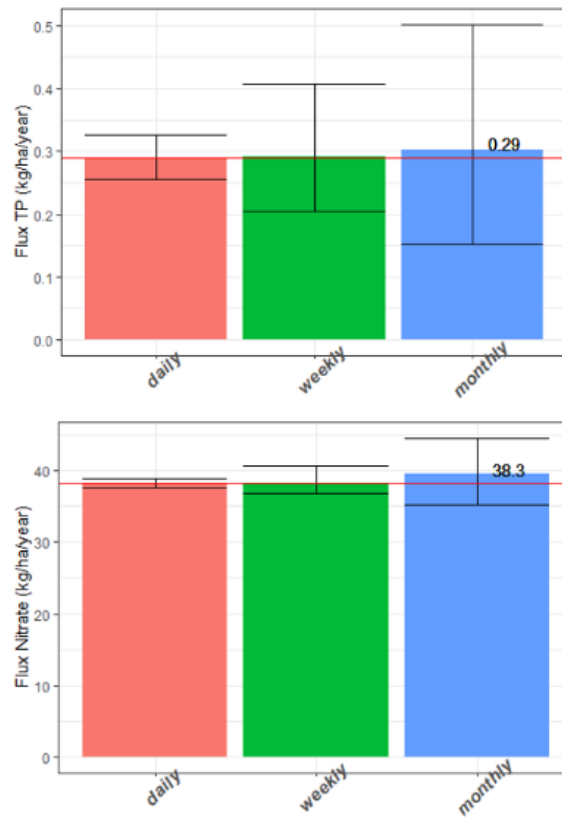


FIGURE 2.9 – Estimation des flux de phosphore total (TP) et de nitrate annuels (2016-2021) à Kervidy-Naizin en sous-échantillonnant une chronique haute-fréquence (30 minutes) à des pas de temps journaliers, hebdomadaires et mensuels.

dans les deux bassins versants en crue, confirmant les observations à l'échelle saisonnière hors crues (section 2.2.1). Nous avons interprété cette asynchronie comme la conséquence de mécanismes de transfert (origine spatiale, voies de transfert) distincts pour ces deux formes de phosphore pour la majeure partie de l'année. Les valeurs de concentrations atteintes en crues sont les plus élevées aux mêmes saisons que pour les concentrations en débit de base (section 2.3.1) : à la reprise des écoulements et pendant la récession printanière pour SRP et à la reprise des écoulements et pour certaines crues hivernales pour PP (Figure 2.10). La direction des hystérèses concentrations-débit étaient elles aussi opposées pour SRP et PP pour la majorité des événements de crues : antihoraires pour SRP ($\beta > 1$) et horaires pour PP ($\beta < 1$) (Figure 2.11). Nous avons interprété les hystérèses horaires du PP comme la

conséquence du transfert d'une source présente dans le cours d'eau (sédiment du fond, érosion de berge) ou d'un transfert par ruissellement hortonien. A l'inverse, les hystérèses antihoraires du SRP suggèrent un transfert de subsurface lorsque la nappe remonte dans les sols ripariens riches en phosphore, ou un transfert par ruissellement sur surface saturée.

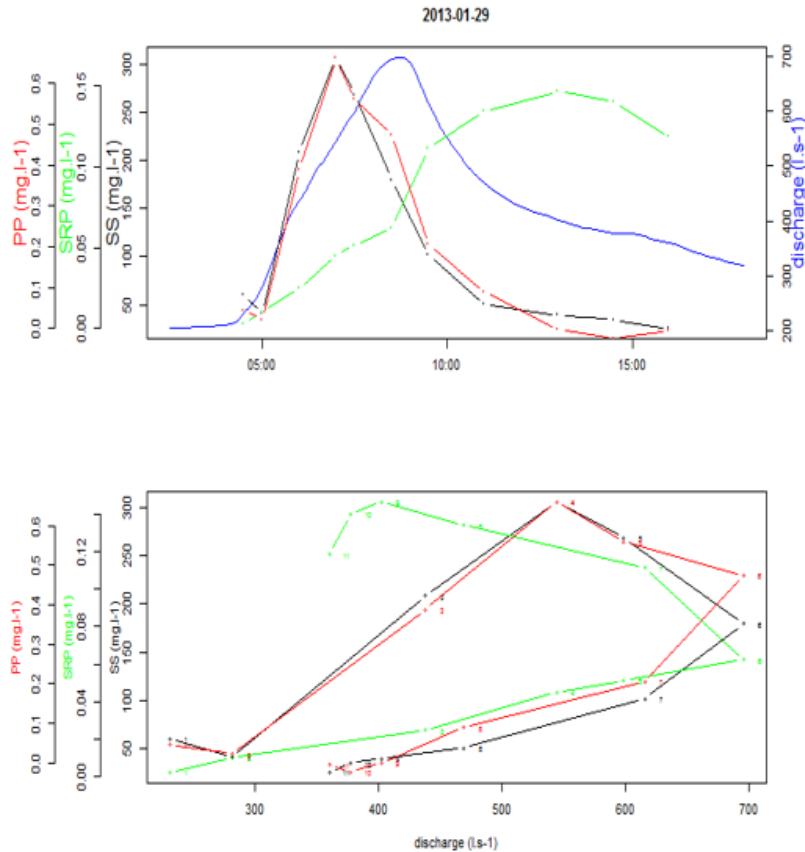


FIGURE 2.10 – Dynamique en crue du phosphore particulaire (PP), dissous (SRP) et des matières en suspension (SS) pour le motif de crue le plus généralement observé à Kervidy-Naizin.

Certaines crues printanières montrent des dynamiques synchrones (entre elles et avec le débit) pour SRP et PP, avec des concentrations atteintes parmi les plus élevées de l'année pour SRP. Ces événements sont associés à des pluies de forte intensité, à une période de l'année où les apports récents de lisier/fumier et la préparation des lits de semence pour les cultures de printemps rendent le bassin versant vulnérable à des transferts de surface. Nous interprétons cette dynamique, associée à de telles conditions agro-

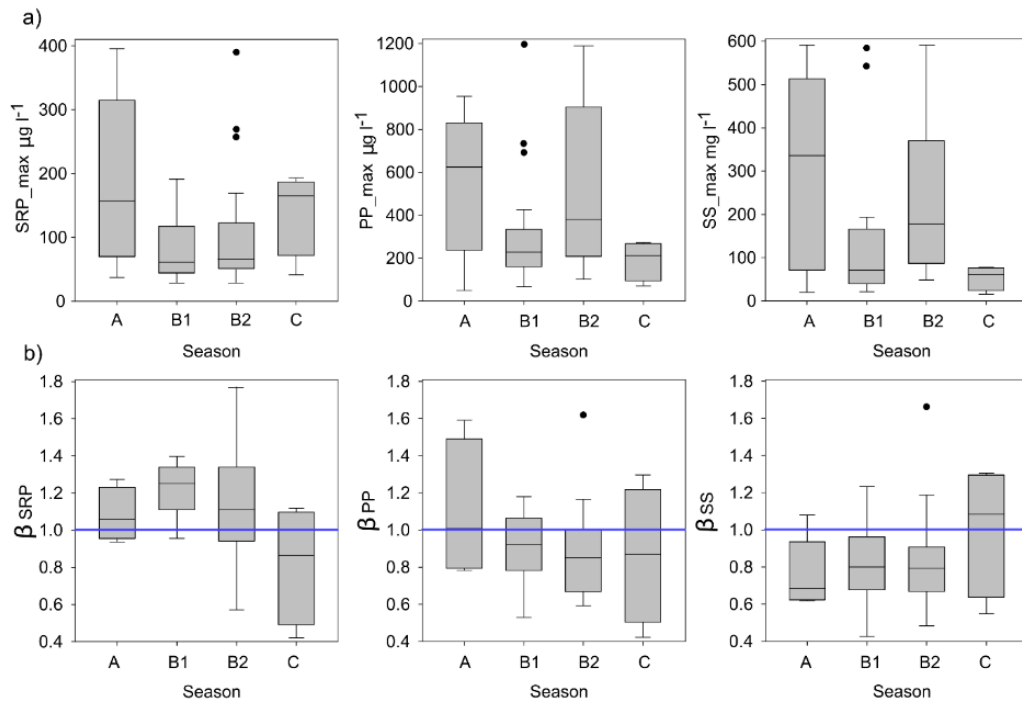


FIGURE 2.11 – Variabilité saisonnière des concentrations maximum atteintes en crue (a) et de l'indice d'hystérèse beta. Une valeur de beta < 1 indique une hystérèse horaire et une valeur de beta > 1 indique une hystérèse antihoraire (Dupas et al., 2015)

pédo-climatique, comme le résultat d'un transfert par érosion/ruissellement hortonien.

Une étude de clustering avec l'algorithme Dynamic Time Warping (DTW, Dupas et al., 2015b) a montré que ces crues avec exports synchrones de SRP et PP, et que nous avons associées à un transfert par érosion/ruissellement hortonien, représentaient seulement 29% des événements suivis à Kervidy-Naizin et 80% des événements au Moulinet. Contrairement à Kervidy-Naizin où ces événements "synchrones" se produisent au printemps, ceux du Moulinet peuvent se produire toute l'année mais principalement lors des plus gros événements de crue en termes de pluie cumulée ou de pic de débit. Malgré son caractère herbager, le bassin versant du Moulinet exporte autant de TP que Kervidy-Naizin : entre 0.30 et 0.65 kgP/ha/an selon les années d'après Minaudo et al. (2017). La proportion de SRP dans l'export est en revanche beaucoup plus faible : moins de 5% du TP contre 13% à 48% à Kervidy-Naizin (Minaudo et al. 2017). Ce résultat est contre-intuitif étant donné

l'usage des sols majoritairement en grandes cultures à Kervidy-Naizin, pour lequel on s'attendrait à davantage d'érosion et donc de PP, contrairement au Moulinet herbager pour lequel on s'attendrait à moins d'érosion. Deux raisons peuvent expliquer ce résultat : 1) les pentes supérieures dans le bassin versant du Moulinet et 2) le piétinement des berges par des troupeaux de bovins au Moulinet. Cette deuxième hypothèse est d'ailleurs corroborée par un suivi des matières en suspension avant et après protection des berges qui a conduit à une division par trois des flux annuels de matières en suspension (Vongvixay et al 2017), le suivi ne permettant malheureusement pas d'effectuer les calculs de Vongvixay et al (2017) pour le phosphore. Ces travaux d'analyse des crues sur les transferts de phosphore en crue ont permis de construire un modèle conceptuel (Figure 2.12) dans lequel les transferts de SRP sont principalement contrôlés par les fluctuations de nappe dans la zone riparienne, et les transferts de PP par érosion de berge, érosion de versant et remobilisation de sédiments du lit. Ce modèle conceptuel, publié en 2015, venait compléter les précédentes connaissances sur les transferts de DOC et nitrate et ouvrait une nouvelle période de recherche sur l'étude des couplages C, N, P.

En 2018, la première analyse des données continues et haute-fréquence de turbidité, nitrate et du DOC à Kervidy-Naizin a été publiée par Fovet et al. (2018). 177 événements de crue ont été analysés ; les résultats ont surtout confirmé les précédentes observations basées sur un nombre limité de crues suivies par échantillonnage automatique car la variabilité inter-crue est très limitée pour un bassin versant fortement impacté par les intrants agricoles tel que Kervidy-Naizin. Les motifs de turbidité en crues étaient exclusivement des motifs de concentration et des hystérèses horaires, indiquant une source de matière en suspension dans le cours d'eau (remobilisation de sédiments) ou proche du cours d'eau (ruissellement hortonien). Les motifs du nitrate en crues étaient à 98% des motifs de dilution avec des hystérèses horaires, indiquant une source de nitrate en profondeur, diluée par l'eau de surface et/ou riparienne. A l'opposé du nitrate, les motifs du DOC en crue étaient à 92% des motifs de concentration avec des hystérèses antihoraires, indiquant une source de DOC en surface et/ou dans la zone riparienne (Figure 2.13).

Des motifs de crue atypiques et rares, tels que des augmentations de la concentration en nitrate, sont observés notamment à la reprise des écoulements. Nous avons supposé que des mécanismes biogéochimiques particuliers avaient lieu à cette période de l'année (pic de minéralisation) dans la zone riparienne. Comme pour les dynamiques saisonnières ou les dynamiques en crue du phosphore, la zone riparienne semble jouer un rôle déterminant dans la formation des motifs majoritaires et de leurs variantes saisonnières.

En concentrant tant d'effort sur un nombre réduit d'observatoires tels que

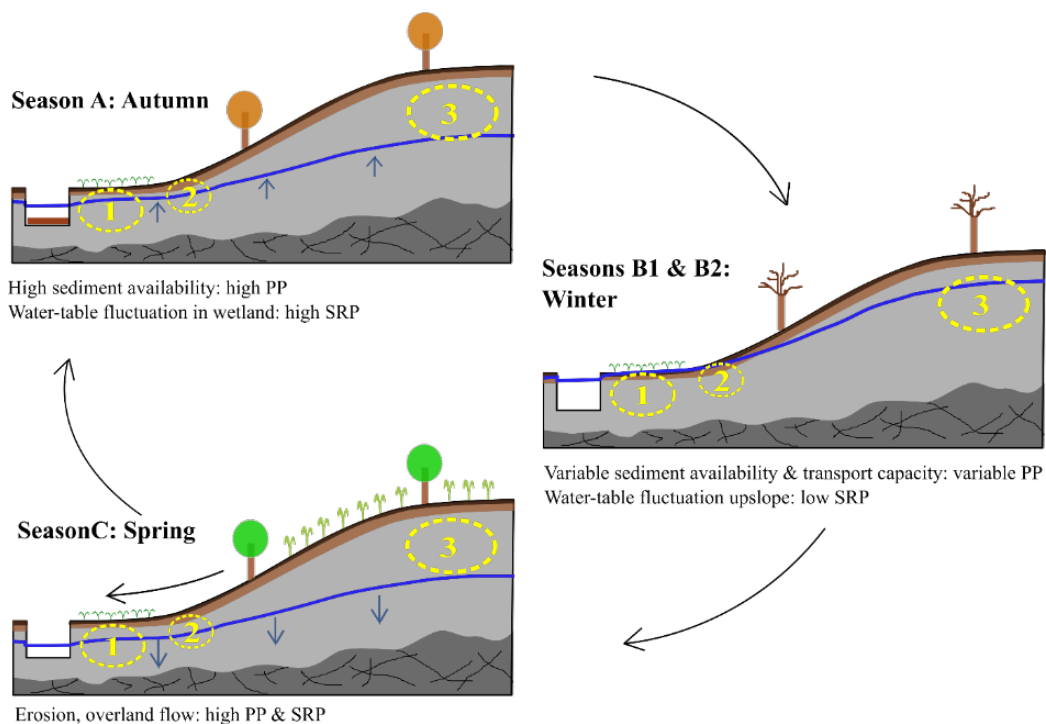


FIGURE 2.12 – Schéma conceptuel des sources et voies de transfert du phosphore soluble réactif (SRP) et du phosphore particulaire (PP) au cours de trois saisons hydrologiques dans un bassin versant agricole sur socle en climat tempéré (Dupas et al. 2015).

Kervidy-Naizin, le risque est grand que les motifs saisonniers ou en crue ne soient pas représentatifs d'une plus large gamme de conditions et que les interprétations des causes de ces motifs (e.g. le rôle de la zone riparienne) soient des suppositions peu étayées. Des travaux utilisant des données nationales ou régionales, et des comparaisons entre observatoires, apportent néanmoins des conclusions qui confortent nos hypothèses. En étudiant 219 bassins versants français, nous avons montré que le motif majoritaire du nitrate avec une relation opposée au débit à l'échelle de la saison (augmentation des concentrations en période de hautes eaux) et de la crue (diminution des concentrations quand le débit augmente) est le motif le plus couramment rencontré, même en dehors du massif armoricain (Minaudo et al., 2019). L'opposition entre motif saisonnier pour le phosphore (augmentation des concentrations en période de basses eaux) et motif en crue (augmentation des concentrations quand le débit augmente) est aussi le plus fréquemment rencontré en France. En étudiant quatre bassins versants d'Allemagne centrale, dont un aux caractéristiques proches de Kervidy-Naizin (AGR1), nous avons également montré

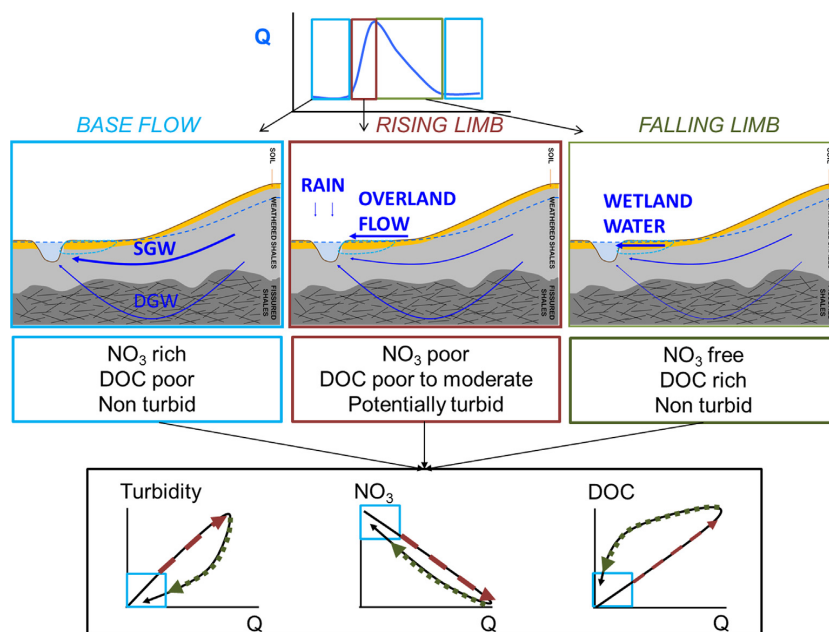


FIGURE 2.13 – Schéma conceptuel des sources et voies de transfert des matières en suspension, du nitrate et du carbone organique dissous (DOC) (Fovet al., 2018)

avec des données haute fréquence que la présence d'une zone riparienne non drainée provoquait des motifs saisonniers et en crue opposés (Figure 2.14, Musolff et al. 2021). Le bassin versant AGR1 présente aussi une variabilité inter-crue fonction des conditions de connectivité et de température antérieures aux crues, et nous avons de nouveau supposé que la zone riparienne était le lieu de réactions biogéochimiques particulières (minéralisation, dénitrification) expliquant la variabilité de ces motifs.

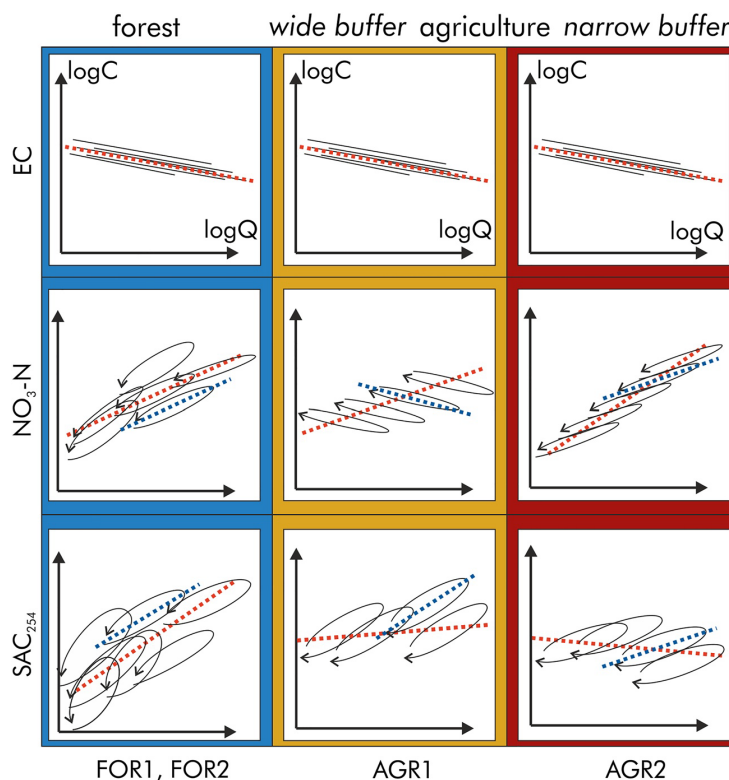


FIGURE 2.14 – Relations concentration-débit pour trois paramètres de la qualité de l'eau (conductivité EC, nitrate NO₃-N et un proxy du carbone organique dissous SAC₂₅₄) dans quatre bassins versants d'Allemagne centrale distingués par leur occupation du sol (forêt FOR ou agricole AGR) et la présence d'une zone riparienne protégée (Musolff al., 2021)

2.4 Mécanismes de mobilisation et rétention de C, N, P dans les zones ripariennes

Plusieurs des interprétations des dynamiques saisonnières et en crue précédemment présentées supposent le rôle d'un compartiment proche du cours d'eau et aux propriétés biogéochimiques différentes du reste du bassin versant. Nous identifions une telle zone sur le terrain comme la zone humide riparienne, caractérisée par des sols hydromorphes et une végétation souvent différente du reste du versant : que ce soit pour respecter la réglementation sur les zones tampons ou parce que les conditions d'engorgement en eau ne permettent pas certaines cultures, ces zones humides ripariennes sont souvent laissées en herbe et reçoivent peu/pas d'intrants en comparaison aux versants

et plateaux cultivés.

Cette section présente les résultats d'une campagne de suivi des concentrations dans la zone d'interaction sol-nappe dans les bas-fonds de deux versants contrastés à Kervidy-Naizin (Figure 2.15). La comparaison des concentrations dans des solutions de sol échantillonnées à 10-15 cm avec celles de quatre points de suivi en rivière montre : 1) des concentrations en nitrate beaucoup moins élevées dans les solutions de sols ripariens ; 2) des concentrations en DOC beaucoup plus élevées dans les sols ripariens et 3) des concentrations en SRP plus élevées dans les sols ripariens en basses eaux, mais des concentrations en rivières comparables à celles de certains sols ripariens en crue (Figure 2.15). Ces données in-situ confirment donc que les sols ripariens peuvent être des zones de rétention et/ou dilution pour le nitrate, et des zones source pour le SRP et le DOC, à condition d'être connectées hydrologiquement au cours d'eau.

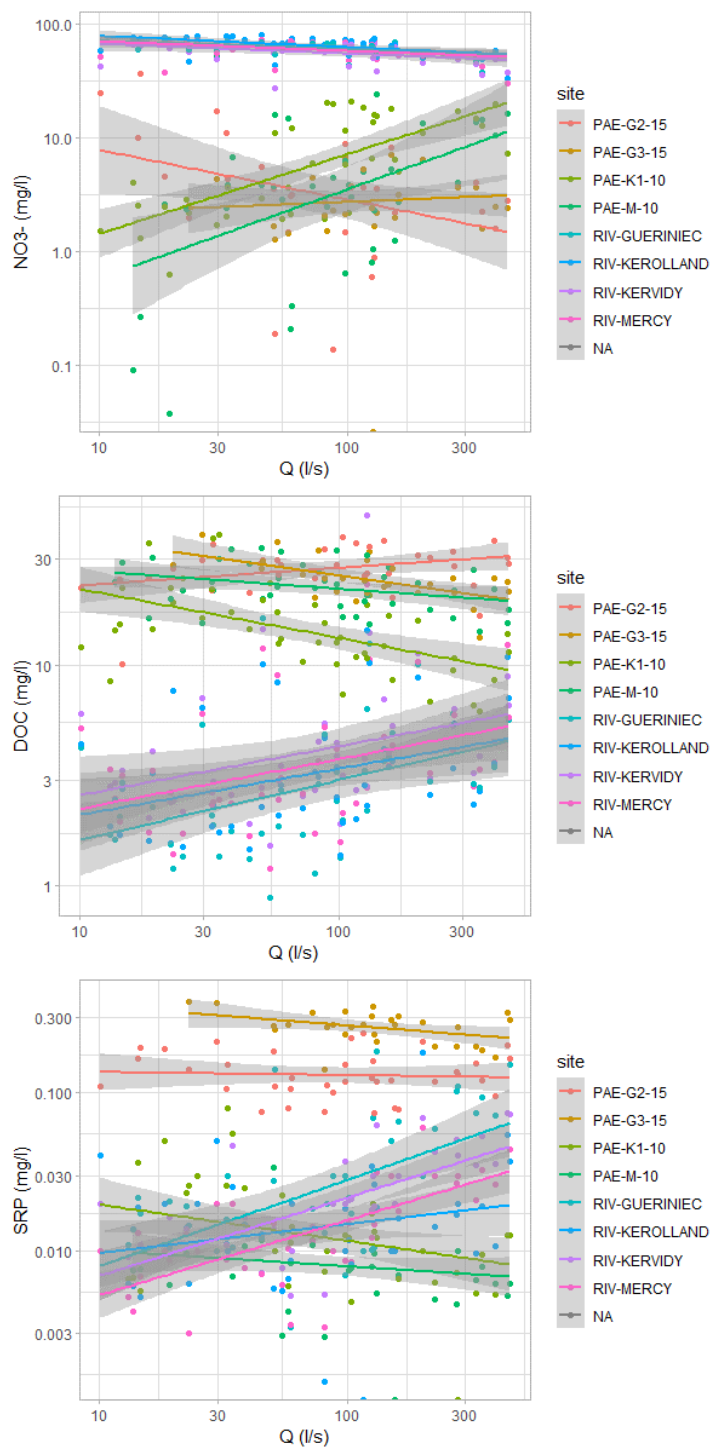


FIGURE 2.15 – Relations concentration-débit pour trois paramètres de la qualité de l'eau (nitrate NO₃, carbone organique dissous DOC et phosphore soluble réactif SRP) dans quatre pièges à eau (PAE) et quatre points de prélèvement en rivière (RIV) suivi au cours de la période 2013-2016. Non publié.

Si les relations concentration-débit sont significatives pour les données rivières, du fait des mécanismes de mélange précédemment présentés, celles des données pièges à eau le sont moins systématiquement car les mécanismes de mélange/mobilisation/rétention sont expliqués par des mécanismes qui n'impliquent pas forcément une variation de débit (Figure 2.15). D'après nos interprétations, deux mécanismes principaux relarguent du SRP et du DOC, sous le contrôle des fluctuations de nappe. Le premier correspond au flush d'un pool de phosphore et matière organique dissous mobile et de taille limitée, présent dans les sols au moment de leur réhumectation à l'automne. La mobilisation de ce pool a lieu en condition de saturation des sols en eau au moment de la première remontée de nappe. Le second mécanisme intervient en conditions anoxiques à la fin de l'hiver, quand la réduction des (hydr)oxydes de Fer s'accompagne d'un relarguage de SRP et DOC préalablement adsorbés à leur surface (Figure 2.16). Ce second mécanisme ne peut avoir lieu que quand le nitrate est entièrement consommé, et nous avons supposé qu'une concentration en nitrate élevée pouvait donc le retarder voire l'annuler (Dupas et al., 2015). La comparaison des sites d'échantillonnage montre que le premier pic ne se produit que dans les zones ripariennes où la teneur en P du sol est élevée, tandis que le second est observé également dans les zones où la teneur en P du sol est basse. Ainsi, nous avons conclu que les zones humides ripariennes sont un compartiment important dans la cascade du phosphore dans les paysages agricoles, en permettant la conversion du P particulaire qu'elles reçoivent en provenance des versants cultivés en P dissous transféré au cours d'eau (Dupas et al., 2017). Ce rôle clé des zones humides ripariennes dans la cascade du phosphore était moins documenté, à l'époque de ma thèse, que leur rôle de source de DOC et d'épuration/dilution du nitrate (Lambert et al., 2013).

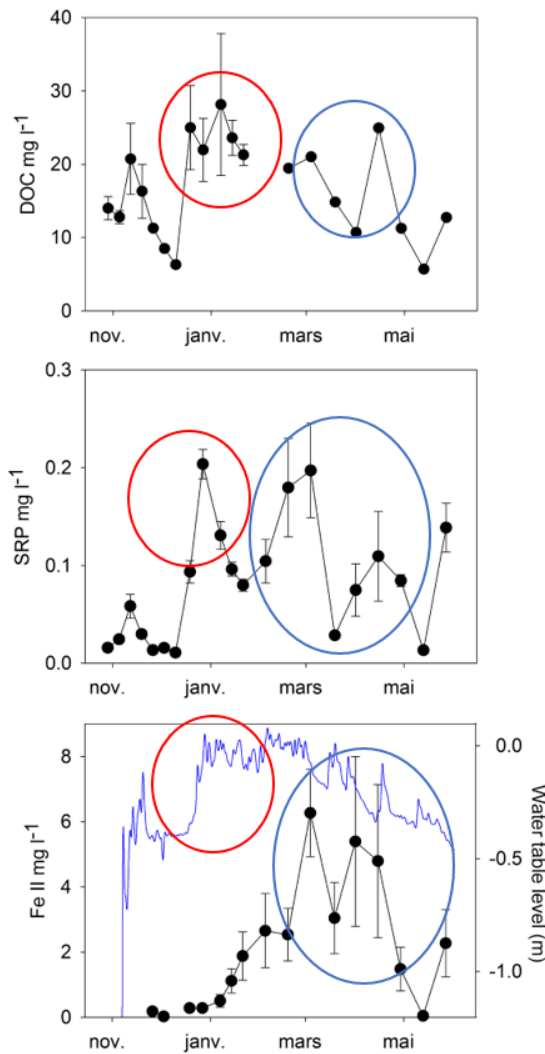


FIGURE 2.16 – Dynamiques des concentrations en carbone organique dissous (DOC), phosphore réactif soluble (SRP) et Fer II dans un piège à eau situé à 15 cm de profondeur dans la zone riparienne de Guériniec. Les deux périodes identifiées par des cercles rouge et bleu correspondent à la remontée de nappe au niveau du piège et l'établissement de conditions réductrices dans les sols.

Un travail sur les formes de phosphore présentes dans les solutions de sol et dans les rivières a montré que, dans la fraction filtrée à $0.45 \mu\text{m}$, la part du phosphore réactif/non réactif ainsi que la part du phosphore colloïdal étaient très variables (Figure 2.17). En général, les zones aux teneurs en phosphore des sols et concentration dans la solution les plus basses correspondaient aux proportions plus élevées en phosphore non-réactif et colloïdal. Les colloïdes

les plus riches en phosphore étaient retrouvés dans la fraction la plus grossière, également riche en Fer et Aluminium, tandis que les colloïdes les plus riches en DOC étaient retrouvés dans la fraction la plus fine (Gu et al., 2017).

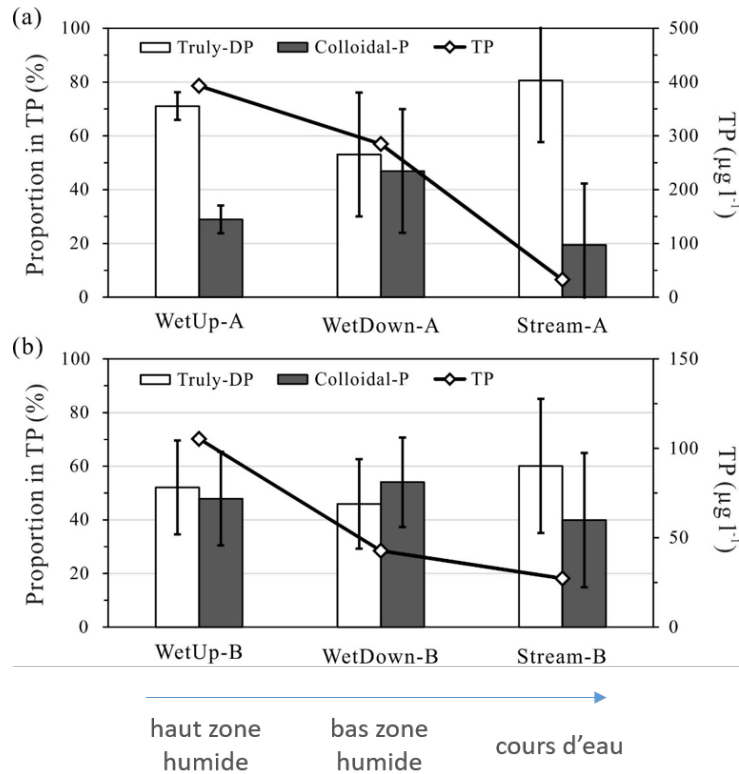


FIGURE 2.17 – Proportion de phosphore colloïdal dans les échantillons filtrés collectés dans les pièges à eau et dans les ruisseaux. Gu et al. (2017)

Les deux principales hypothèses expliquant la mobilisation de phosphore dissous (rehuméctation des sols et biodissolution du fer en l'absence de nitrate) ont été confirmées dans le projet Phosnap, qui a suivi ma thèse, via des expérimentations en milieu contrôlé au laboratoire. Ma contribution à ces expérimentations ayant été mineure, je ne les détaille pas ici mais leurs résultats (Gu et al., 2018 ; 2019) renforcent les interprétations faites à partir des observations in-situ présentées dans ce mémoire. Comme le laisse paraître cette section, les résultats issus d'observations in-situ dans les solutions de sols ripariens ont été publiés de manière disjointe pour C, N et P. Une synthèse regroupant les trois éléments reste à mener, ce qui est l'un des objectifs du projet Marie-Curie COSTREAM en cours.

A retenir

L'ensemble de ces travaux menés sur des bassins versants de recherche et en particulier celui de Kervidy-Naizin ont conduit à un modèle conceptuel des sources et voies de transfert de C, N, P, publié dans la thèse de Laurent Strohmenger cinq ans après la mienne. Ma principale contribution à ce modèle conceptuel a été d'ajouter le phosphore aux connaissances antérieures sur les mécanismes de transfert de l'azote et des matières organiques dissoutes ; j'ai aussi contribué à la synthèse sur les trois éléments (Strohmenger et al., 2020). Pour le phosphore, nous avons identifié les fluctuations de la nappe dans les sols ripariens comme mécanisme principal de solubilisation et transfert des formes solubles. Les formes particulières, quant à elles, proviennent pour la majorité des crues de l'érosion des berges et de la remobilisation de sédiments présents dans les cours d'eau et plus épisodiquement de transferts directs par érosion depuis les versants. Nous avons montré l'importance du compartiment riparien dans les transferts de C, N, P : lieu principal de la dénitrification, il permet un abattement permanent du nitrate qui y transite et y séjourne suffisamment longtemps dans des conditions propices de température, anoxie et présence de matière organique. A l'inverse, ce compartiment riparien est une zone sources pour les matières organiques dissoutes, et joue le rôle de relai dans les paysages pour le phosphore. Recueillant les apports de phosphore particulaire en provenance des versants agricoles, les zones ripariennes le stockent temporairement avant de le relarguer sous des formes et avec une temporalité modifiées.

Chapitre 3

Effet de l'évolution du climat et des pressions anthropiques sur les trajectoires long-terme de la qualité de l'eau dans les bassins versants

3.1 Introduction

Ce chapitre s'intéresse aux variations inter-annuelles et tendances long-terme des concentrations et flux de C, N, P dans les bassins versants, et à leur contrôle par l'évolution des pressions anthropiques locales et du climat. J'entends par "inter-annuelles" les variations d'une année à l'autre sur une période de quelques (cinq à dix) années tandis que les variations "long-terme" désignent des tendances pluri-décennales. Les pressions anthropiques locales incluent les émissions ponctuelles - domestiques, agricoles ou industrielles - et les pressions diffuses agricoles (Dupas et al., 2015). Les facteurs climatiques incluent principalement les températures et précipitations ainsi que leur distribution temporelle ; dans mes travaux je considère souvent le débit et ses variations comme une variable hydroclimatique intégrative.

Les objectifs des travaux présentés dans ce chapitre sont de i) quantifier les temps de réponse de bassins versants à des évolutions des pressions agricoles ; ii) documenter et expliquer les réponses des concentrations et flux de C, N, P à des variations climatiques passées, en vue d'anticiper les réponses futures au changement climatique ; iii) distinguer la part des variations inter-annuelles des concentrations et flux de C, N, P liée à la variation du climat et à la

variation des pressions anthropiques locales.

La question des âges de l'eau et des temps de transit est largement traitée en hydrologie (Sprenger et al. 2019 ; Rodriguez et al. 2020 ; Benettin et al. 2022) ; une représentation réaliste de ces temps de transit est d'ailleurs souvent considérée comme un critère important de la qualité des modèles hydrologiques et de la qualité de l'eau (Hrachowitz et al. 2016). Les tentatives d'utilisation de traceurs de l'âge de l'eau, associés à de la modélisation à base physique, ne manquent pas dans le contexte du massif armoricain et en particuliers sur les observatoires de recherche en environnement (e.g. Molenat et al. 2013 ; Marcais et al. 2022). Mon positionnement est quelque peu différent, même si je m'efforce de tenir compte de l'état des connaissances en hydrologie dans mes travaux. En effet, les temps de transit de l'eau ne sont qu'un élément parmi d'autres expliquant les temps de latence des bassins versants à des variations des entrées C, N, P. Par exemple, il a été montré que les temps de latence, ou héritage, liés au sol ("soil legacy") sont au moins aussi important à prendre en compte que ceux liés à l'hydrosystème ("hydrological legacy") (Van Meter et al. 2017 ; Basu et al. 2022). Selon les études, les estimations tiennent compte du temps de latence induit par les sols (Sebilo et al. 2013), par l'hydrosystème uniquement (e.g. Guillomot et al. 2021), ou les deux combiné (Van Meter and Basu 2016). Dans les travaux présentés dans ce chapitre, je m'intéresse à la quantification des temps de latence des bassins versants pris dans leur ensemble, sans chercher à séparer la part liée au sol de celle liée aux hydrosystèmes. Ce choix est en grande partie guidé par les jeux de données utilisés pour traiter de ces questions, qui ne permettent pas cette séparation. La majorité des travaux présentés dans cette section utilise des données long-terme issues de bases de données publiques constituées dans un but opérationnel et non de recherche. Cela implique des données de suivis de concentrations dans les cours d'eau à plus basse fréquence que dans les bassins versants de recherche, mais des chroniques plus longues, la plupart des suivis ayant démarré dans les années 1970 en France. Ces périodes d'étude pluri-décennales permettent à la fois de couvrir des changements importants (de pression anthropique locale ou climatique), et d'étudier les temps de réponse des bassins versants. La taille supérieure de ces bassins versants en comparaison aux observatoires de recherche signifie aussi que les données de statistiques agricoles, typiquement collectées à l'échelle du canton sur plusieurs décennies, peuvent être utilisées de manière robuste, plutôt que des données d'enquête agricole menées par la recherche, couteuses et généralement sans profondeur temporelle.

Les questions scientifiques traitées dans ce chapitre sont : qu'est-ce qui différencie l'évolution long-terme des concentrations et celle des flux de C, N, P dans un contexte d'évolution des pressions anthropiques locales et du

climat ? quels sont les temps de latence des bassins versants du point de vue des transferts de C, N, P et comment ces estimations se comparent à celles issues de modélisations à base physique dans des bassins versants de recherche plus instrumentés ? comment distinguer l'effet de variations du climat de celui des évolutions des pressions anthropiques locales ? Ce chapitre commence par un rappel de quelques définitions et une exploration des différences entre trajectoires des concentrations et des flux dans la section 3.2. Puis la section 3.3 résume mes travaux sur les trajectoires d'évolution des transferts de N et P et propose des quantifications de temps de transit du nitrate. Enfin, les sections 3.4 et 3.5 examinent l'effet des variations passées du climat sur trajectoires long-terme des concentrations C, N, P et de leur saisonnalité.

Les travaux résumés dans ce chapitre constituent généralement des confirmations, ou des généralisations à des contextes plus variés, de connaissances préalablement établies dans des observatoires de recherche. Au-delà de renforcer ces connaissances préalables, ces travaux me paraissent particulièrement utiles dans l'optique de les vulgariser pour des gestionnaires de bassins versants cherchant à comprendre les trajectoires de leur territoire, car les méthodes employées sont simples.

Ce chapitre reprend des éléments de résultat publiés dans les articles 2, 5, 6, 7, 18, 19, 21, 30 et 32 (voir CV).

3.2 Définitions et choix méthodologiques

3.2.1 La notion de temps de latence

Ce chapitre fait appel à la notion de temps de latence, qui regroupe plusieurs temps caractéristiques parfois confondus (Figure 3.1). Le temps de réaction correspond au temps nécessaire pour déceler une évolution des concentrations ou des flux à l'exutoire d'un bassin versant, suite à une évolution des pressions. J'utilise temps de réponse (ou "response time") comme synonyme de temps de réaction, alors que d'autres auteurs francophones utilisent temps de réponse comme un terme générique (synonyme de mon "temps de latence", ou "time lag"). Etant donné qu'une fraction substantielle du débit des rivières a moins de 3 mois (Jasechko et al., 2016), ce temps de réponse est très court et son estimation dépendra grandement des moyens mis en œuvre pour détecter un changement de flux/concentration : fréquence de suivi des concentrations, méthode pour s'affranchir de l'effet des variations inter-annuelles du climat sur ces concentrations, etc. Dans ce chapitre, j'utilise le percentile 10% de la distribution de temps de transit comme estimation du temps de réponse (Dupas et al., 2020). Le temps de

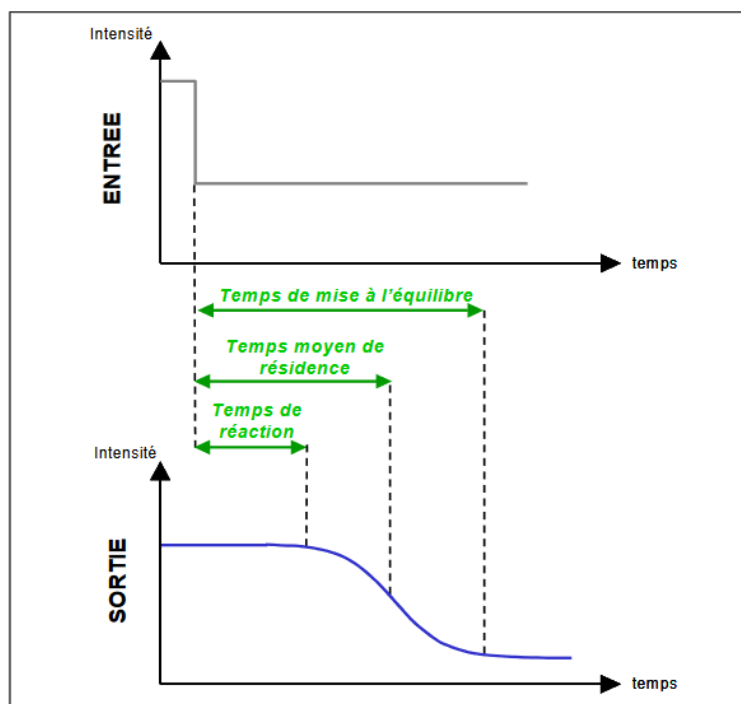


FIGURE 3.1 – Identification des temps caractéristiques de la réponse d'un bassin versant à une variation de pression CSEB (2007)

transit moyen correspond au temps moyen qu'une molécule d'eau ou de soluté passe dans le bassin versant ; étant donné les formes non-gaussiennes des distributions de temps de transit, je privilégie généralement le temps médian ("le temps pour observer la moitié de l'effet d'un changement de pression") ou le mode de la distribution (Ehrhardt et al., 2021) à la moyenne. Enfin, le temps de mise à l'équilibre désigne le temps pour attendre une stabilisation des flux et concentrations en équilibre avec le nouvel état des pressions. Dans ce chapitre, j'utilise le percentile 90% de la distribution estimée du temps de transit comme estimation du temps de mise à l'équilibre. D'une manière générale, il ne faut pas oublier que les temps de latence sont le résultat d'une distribution de temps de transit qui ne peut être résumée en un temps caractéristique unique ; il faudrait idéalement, lors de communications avec des gestionnaires, présenter l'ensemble de la distribution, ou plusieurs temps caractéristiques.

3.2.2 Différence entre trajectoires des flux et des concentrations

Un choix méthodologique déterminant pour la suite de chapitre est de se questionner sur les implications d'étudier l'évolution long-terme des concentrations ou des flux de nutriments. Des travaux menés dans des contextes agro-pédo-climatiques variés ont montré que la variabilité temporelle des concentrations, pour la plupart des solutés et à différentes échelles de temps, était inférieure à celle des débits (Godsey et al., 2009 ; Basu et al., 2010 ; Musolff et al., 2015). Ce régime d'export est dit "chemostatique", et le degré de chemostasie/chémodynamie est typiquement quantifié par le ratio entre le coefficient de variation de la concentration et celui du débit (Lintern et al., 2020). Pour les solutés d'origine géogénique, la chemostasie signifie que la concentration dans les cours d'eau n'est pas simplement déterminée par la dilution d'un flux fixe du soluté par un flux variable d'eau, mais que les taux de production/mobilisation du soluté sont approximativement proportionnels au flux d'eau, de l'échelle temporelle de la crue à l'échelle interannuelle (Godsey et al., 2009). Pour des solutés d'origine anthropique tels que le nitrate, ce régime d'export indique la présence de grandes quantité de stocks hérités des apports passés, dans les sols et dans les nappes, et répartis de manière uniforme (Basu et al., 2010 ; Dupas et al., 2016). D'autres constituants peuvent être plus chémodynamiques, comme les orthophosphates ou l'ammonium, car ils proviennent de sources ponctuelles à flux presque constant plus ou moins dilués par le flux d'eau, ou sont d'origine diffuse agricole mais présent uniquement dans les horizons superficiels des sols (pas dans la nappe ; Mellander et al., 2015 ; Ockenden et al., 2016). Pour les solutés chemostatiques, on parle aussi de "limitation par le transport" : toute augmentation de débit s'accompagne d'une augmentation quasiment proportionnelle du flux de ces solutés (Dupas et al., 2016 ; 2017). C'est le cas par exemple du bassin versant de la Weida dans le centre de l'Allemagne (Figure 3.2), où le flux annuel de nitrate reste proportionnel au débit sur la période 1982-2014 malgré de fortes modifications des pratiques agricoles en lien avec la réunification du pays puis des politiques découlant de la directive Nitrate.

C'est le cas également de bassins versants en Bretagne, tels que l'Elorn (Figure 3.3). Dans cette figure, inspirée de précédentes publications (Dupas et al., 2018 ; Dupas, Fovet et al. 2022) j'ai utilisé le modèle d'interpolation WRTDS basé sur des relations concentrations-débit pour reconstituer les concentrations et flux annuels de nitrate et orthophosphate (Hirsch et al., 2010) ; les concentrations et flux "normalisés par le débit" sont des estimations si le débit de chaque année avait été le débit moyen long terme : ils permettent de s'affranchir de l'influence des variations inter-annuelles du dé-

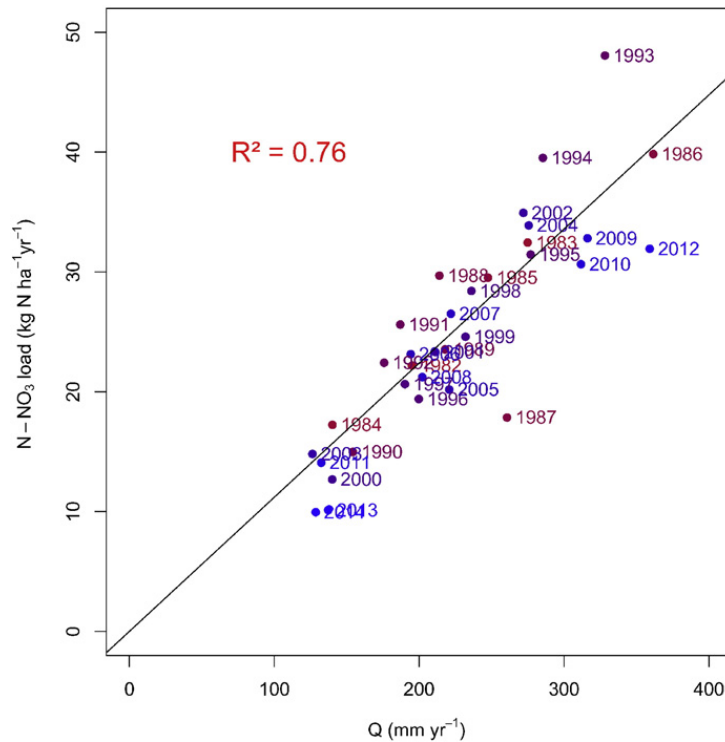


FIGURE 3.2 – Relation entre flux annuel de nitrate et débit cumulé annuel entre 1982 et 2014, dans un bassin versant de méso-échelle du centre de l'Allemagne (Weida, 100km²)

bit sur les concentrations et flux. On constate d'abord les fortes variations interannuelles des flux de nitrate et orthophosphate, qui masquent les tendances visibles sur les concentrations - normalisées ou non par le débit - ou les flux normalisés par le débit. Cette observation est une conséquence de la "chemostasie" : même dans des bassins versants ayant connu de fortes variations de concentration, la variabilité interannuelle des débits reste supérieure et détermine la majorité de la variabilité inter-annuelle des flux. On observe également sur ces séries temporelles des successions d'années sèches et humides formant des cycles d'environ 5 à 10 ans depuis les années 1990. Durant ces cycles humides-secs pluri-annuels, les concentrations en nitrate pendant les périodes humides sont supérieures aux concentrations normalisées par le débit, et les concentrations en orthophosphate pendant les périodes humides sont inférieures aux concentrations normalisées par le débit (voir aussi section 3.4).

Ces quelques exemples montrent l'intérêt d'étudier les concentrations plutôt que les flux lorsque l'on s'intéresse aux évolutions long-terme de la qualité

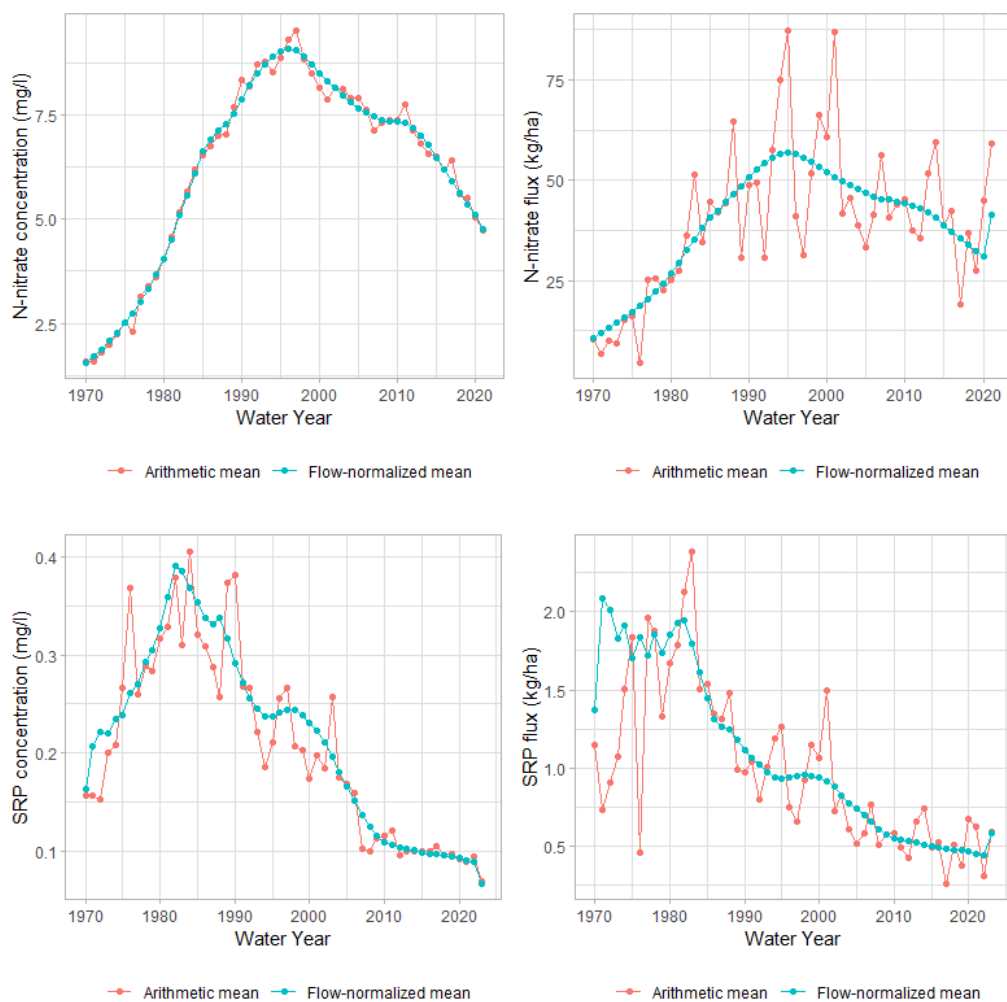


FIGURE 3.3 – Evolution long-terme des concentrations et flux annuels de nitrate et phosphore réactif soluble (SRP) sur la période 1970-2022 dans le bassin versant de l'Elorn (260km²) en Bretagne. Les données ont été obtenues par modélisation WRTDS en utilisant des observations mensuelles de concentration et des journalières de débit (Hirsch et al., 2010). WRTDS permet de comparer les concentration et flux simulés chaque année, avec les concentrations et flux qu'on obtiendrait lors d'une année au débit "moyen" (flow-normalized).

de l'eau. Les tendances et variations de flux suivront globalement celles du débit et les flux normalisés par le débit présentent les mêmes tendances que les concentrations. La suite de ce chapitre s'intéresse donc aux évolutions de concentrations plutôt qu'au flux, et je recommande généralement aux gestionnaires soucieux d'évaluer l'évolution de la qualité de l'eau dans des territoires où l'on a fait baisser les pressions anthropiques d'en faire de même.

3.3 Tendances des flux et concentration N et P sous l'influence de l'évolution des pressions ponctuelles et diffuses

Quels sont les temps de réponse des bassins versants à des variations de pression anthropique locale, qu'elles soient ponctuelles ou diffuses ? Si les données publiques de qualité de l'eau, de débit et des statistiques agricoles nécessaires aux travaux présentés dans cette section sont disponibles sur toute la France, j'ai généralement choisi de prendre l'exemple de la Bretagne. Au-delà de ma connaissance de cette région facilitant les interprétations des données, la Bretagne est particulièrement intéressante à plusieurs titres : 1) elle a connu des variations très fortes des surplus azotés et phosphorés, que ce soit pendant la phase d'augmentation que pendant la phase de baisse (Poivert et al. 2017; Le Noe et al., 2018) (Figure 3.4) les bassins versants sur socle et avec une lame drainante élevée induisent des temps de latence relativement rapides qu'il est possible d'observer avec les suivis existants (depuis les années 1970-1980); 3) un grand nombre de bassins versants indépendants et de taille moyenne est suivi.

L'analyse des sept plus grands bassins versants bretons a montré une absence de tendance long-terme sur le débit sur la période 1970-2016 (test de Mann-Kendall, $p > 0.05$, permettant d'exclure l'influence d'une tendance monotone du débit sur les tendances des concentrations (Dupas et al., 2018). Nous avons donc supposé, sur cette période, que les tendances long-terme étaient plutôt à expliquer par des variations de pressions anthropiques, ponctuelles et diffuses, tandis que les variations inter-annuelles sont à expliquer par des variations de débit sur des périodes de 5-10 ans (Figure 3.3). Cette hypothèse simplificatrice peut être questionnée car d'autres variables climatiques, comme la température, présentent des tendances monotones significatives (Strohenger et al., 2020). Cependant, ces autres variables climatiques à tendance significative ne présentent pas les "breakpoints" observés dans les concentrations, ces derniers coïncidant en plus avec des ruptures connues dans les pressions anthropiques locales.

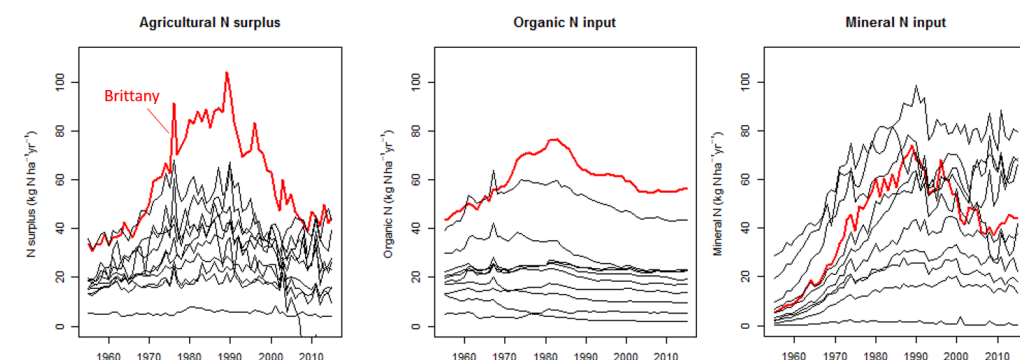


FIGURE 3.4 – Evolution des surplus azotés, des intrants organique et minéraux dans 22 régions françaises en 1955 et 2015, dont la Bretagne en rouge. Mise en forme des données de Poisvert et al. (2017).

Les observations et interprétations des tendances sont très différentes pour l’azote (sous forme de nitrate) et le phosphore (sous forme de phosphore total ou réactif soluble). Pour le phosphore, nous observons des tendances à la baisse depuis le début de la période de suivi (dans les années 1980, Dupas et al., 2018), en particulier au moment du maximum saisonnier en été (voir Figure 3.5 pour un exemple). Ces tendances sont en grande partie liées à la diminution des émissions ponctuelles, particulièrement visibles en été quand celles-ci sont peu diluées par le débit des rivières.

Les tendances en nitrate montrent une augmentation graduelle depuis le début des suivis dans les années 1970 jusqu’à un maximum dans les années 1990, suivi d’une baisse qui se poursuit jusqu’à 2016. La phase de montée est généralement plus rapide (+0.05 à +0.49 mgN.l-1.an-1) que la phase de baisse (-0.14 à -0.06 mgN.l-1.an-1). La relation surplus N – flux N lissé décrit une hystérèse horaire traduisant un effet retard entre évolution des surplus et celle des flux à l’exutoire (Figure 3.6). La plupart des points se situent sous la droite 1 :1 indiquant une rétention apparente d’azote qui peut s’expliquer par la combinaison de mécanismes de dénitrification et par l’effet retard. Cette relation hystérétique montre aussi que les flux sortant des bassins versants ne sont jamais parfaitement à l’équilibre avec les entrées azotées, ce qui pose la question de la qualité des calibrations de modèles d’estimation des flux d’azote basées sur des périodes d’observation plus courtes.

En utilisant une fonction de modélisation de la distribution des temps de transit de l’azote, j’ai cherché à affiner l’estimation des temps caractéristiques dans 16 bassins versants bretons (temps de réponse, de transit médian et de retour à l’équilibre, Dupas et al., 2020). Après avoir interpolé les concentra-

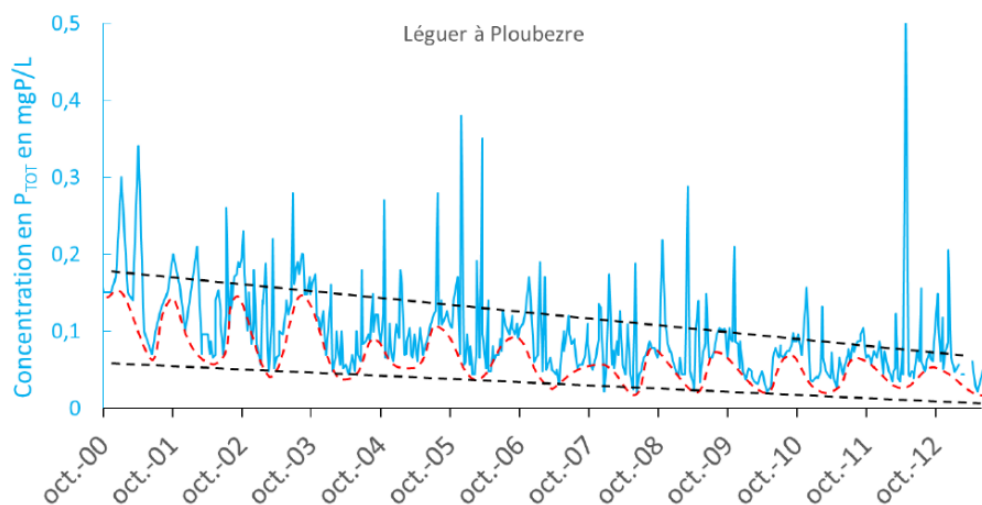


FIGURE 3.5 – Tendence long-terme des concentrations en phosphore total sur le Léguer. Legeay et Gruau (2017).

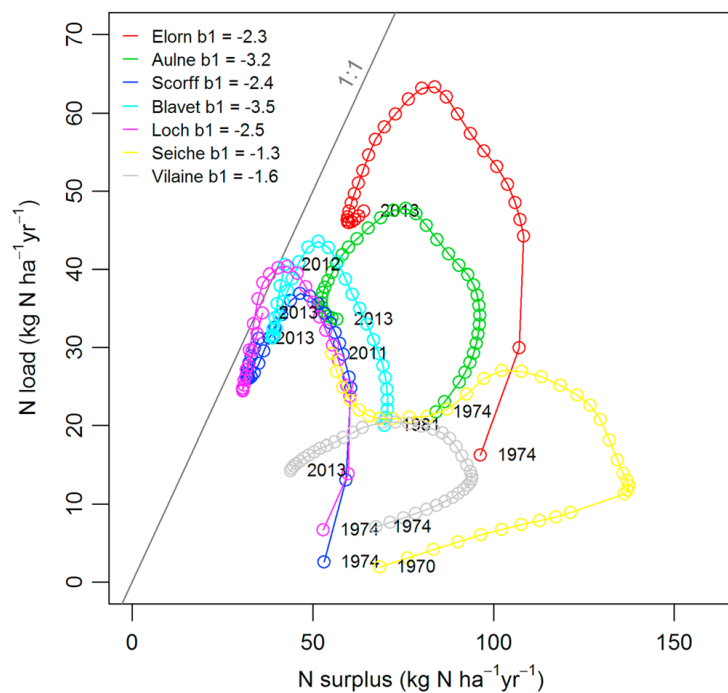


FIGURE 3.6 – Relation surplus N – flux N dans sept bassins versants bretons. Chaque point représente une année entre 1970 et 2013, le coefficient b_1 décrit la rondeur de l’hystérèse. Dupas et al. (2018).

tions au pas de temps journalier grâce au modèle WRTDS (Hirsch et al., 2010), des flux normalisés par les débits sont calculés année par année entre 1976 et 2015. Les estimations de surplus azoté, calculées à partir de données de la statistique agricole par Poisvert et al (2017), sont disponibles chaque année entre 1955 et 2015. Une rétention globale est calculée sur la période 1976-2015 comme le ratio entre flux cumulé et surplus cumulé et la portion non-retenue du surplus est routée par un modèle global à pas de temps annuel grâce à une fonction lognormale. La fonction lognormale, avec ses deux paramètres que sont la moyenne μ et l'écart-type σ , est calibrée pour ajuster au mieux les flux ainsi modélisés avec les flux observés. La fonction objectif était le coefficient de Nash-Sutcliffe et le flux observé était le flux normalisé par les débit pour s'affranchir des variations interannuelles liées aux variations interannuelles du débit, non représentées dans le modèle. Nous avons montré que la rétention apparente estimée sur 1976-2015 représentait 45-88% du surplus, et des données de la base d'analyse de terre (BDAT) ont montré qu'environ les deux-tiers de cette rétention pouvaient s'expliquer par de l'accumulation d'azote dans les sols. Cette estimation de variation de stock d'azote organique des sols est sujette à de fortes incertitudes du fait des informations partiellement disponibles dans la BDAT, mais elles vont dans le sens d'autres travaux qui ont montré que l'accumulation dans les sols pouvait représenter une part importante de la rétention apparente en comparaison à la dénitrification et à l'accumulation dans la nappe (Worrall et al., 2015; Van Meter et al., 2016). L'estimation des temps de transit a montré que le mode de cette distribution variait entre 2 et 14 ans selon les bassins versants en Bretagne. Le temps de réponse, défini ici comme le percentile 10% de la distribution, varie entre 1 et 11 ans selon les bassins versants (avec un intervalle de prédiction de 9 ans), tandis que le temps de retour à un nouvel équilibre, défini ici comme le percentile 90% de la distribution, varie entre 13 et 25 ans selon les bassins versants (avec un intervalle de prédiction de 20 ans) (Figure 3.7). Il faut noter une forte équifinalité entre la représentation de la rétention permanente (ici estimée en amont de la modélisation sur l'ensemble de la période 1976-2015) et l'estimation des temps de transit longs. L'hypothèse faite dans ce travail tend à minimiser les temps longs puisque 1) nous avons supposé que leur rétention était permanente (soit car accumulation long-terme dans les sols, soit dénitrification); 2) la longueur de la chronique d'observation est du même ordre de grandeur que les temps de retour à l'équilibre estimé. En réalité l'avenir de l'azote accumulé dans le sol dépend grandement des pratiques de gestion des agriculteurs, qui pourront conduire à maintenir ce stock ou à l'exporter via les plantes, ou au contraire conduire à sa lixiviation.

Une analyse des propriétés des 16 bassins versants d'étude a montré que

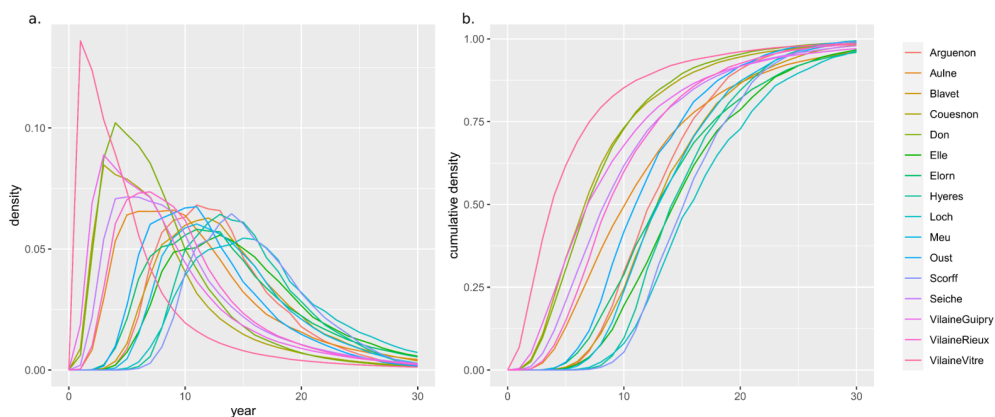


FIGURE 3.7 – Distributions des temps de transit de l’azote (a. fonction de distribution et b. fonction de répartition) estimées dans 16 bassins versants bretons (Dupas et al., 2020).

la rétention apparente était contrôlée par le débit spécifique selon le gradient pluviométrique est-ouest de la Bretagne, et que le mode de la distribution était le plus élevé pour les deux bassins versants sur granite en comparaison aux quatorze autres sur schiste ou avec une lithologie mixte. Une généralisation de ce travail à 238 bassins versants en France et en Allemagne, à laquelle j’ai participé, a montré que le mode de la distribution des temps de transit s’étendait de 1 à 34 ans, avec 70% des bassins versants présentant un mode estimé inférieur à 10 ans et de fortes incertitudes quant à l’estimation des modes supérieurs à 10 ans tant les variations de surplus et de flux sont faibles pour ces derniers, rendant l’ajustement de la fonction difficile (Ehrhardt et al. 2021). Ces ordres de grandeurs obtenus dans une large gamme de configurations en Europe de l’ouest sont donc comparables aux estimations obtenues en Bretagne, tout comme la rétention apparente de 72% en moyenne (18% d’écart inter quartile). Dans cette étude franco-allemande, l’absence de corrélation entre temps de transit et rétention apparente d’azote est interprétée comme la conséquence d’un contrôle majoritaire des temps de transit par les sols plutôt que par l’hydrosystème (Ehrhardt et al. 2021).

3.4 Variations inter-annuelles liées à la variabilité du climat

Cette section s’intéresse à la variabilité inter-annuelle du climat, qui s’est manifestée ces trois dernières décennies en Bretagne par des cycles plurian-

nuels humides-secs de 5-10 ans. En prenant l'exemple de sept bassins versants breton et de trois cycles humides-sec 1990-1997, 1997-2004 et 2004-2010, nous avons analysé le nombre de motifs d'accrétion (augmentation des concentrations les années humides), de dilution (diminution des concentrations les années humides) et les hystérèses concentration débit (horaires quand les concentrations sont plus élevées au début de la période humide et antihoraire sinon) (Dupas et al., 2018). Sur les 21 combinaisons de bassin versant x période, nous avons compté 16 motifs d'accrétion et 16 hystérèses horaires pour nitrate, 15 motifs de dilution et pas de motif d'hystérèse dominant pour SRP, pas de motif d'accrétion/dilution dominant pour TP mais des hystérèses horaires dominantes (14/21) pour TP (Figure 3.8).

Pour le nitrate, une succession d'années humides a donc tendance à augmenter les concentrations car les compartiments riches en nitrate des bassins versants sont connectés aux cours d'eau pendant une période plus longue. Cette observation et l'interprétation que nous en faisons est cohérente avec les motifs concentrations-débit observés à l'échelle saisonnière, avec des concentrations généralement au plus haut pendant la période de haute eaux. L'hystérèse horaire suggère un certain degré d'épuisement de la source de nitrate présent dans le bassin versant entre la première année humide et les suivantes. A contrario, les deux bassins versants étudiés pour lesquels les concentrations baissent pendant les années humides sont aussi ceux qui présentent des motifs saisonniers inversés, avec des concentrations plus élevées en été qu'en hiver.

Pour le phosphore, le motif de dilution clairement observé pour SRP et l'absence d'hystérèse (Figure 3.8) renforce notre interprétation d'un élément exporté vers le cours d'eau de manière quasi-constante, et donc de sources ponctuelles. Pour le phosphore total, nous interprétons la diversité de motifs d'accrétion/dilution comme la conséquence d'une origine mixte ponctuelle/diffuse de cet élément, une origine pouvant être plus importante que l'autre selon les périodes et les bassins versants. Le motif d'hystérèse horaire majoritaire suggère des mécanismes de stockage temporaire les années sèches (dans le lit des cours d'eau ?) suivis par des épisodes de remobilisation les années humides.

Si l'influence des variations climatiques sur les concentrations observées sur des périodes de 5-10 ans incite à interpréter prudemment des tendances calculées sur des périodes si courtes, des données d'observation sur des périodes de plusieurs décennies ne laissent aucun doute quant à l'effet d'une variation de pressions anthropiques sur les trajectoires des concentrations en Bretagne (exemple Figure 3.3). Dans d'autres contextes, comme dans l'exemple du bassin versant de la Weida en Allemagne centrale (100km²), la tendance long-terme de la concentration en nitrate suit étroitement celle du débit pendant presque quatre décennies (Figure 3.9) et ce malgré des

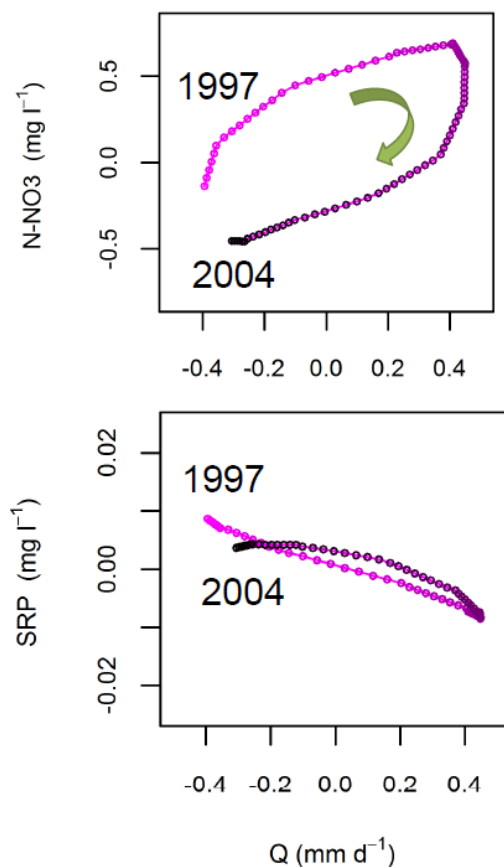


FIGURE 3.8 – Exemple de variation inter-annuelle des concentrations en nitrate (NO_3^-) et phosphore soluble réactif (SRP) pendant un cycle humide-sec 1997-2004 sur la rivière Loc'h. Cette variation inter-annuelle est obtenue par différence entre la composante long-terme de deux décompositions STL (Seasonal Decomposition of Time Series by Loess) avec des degrés de lissage différents (180 mois versus 72 mois). Le phosphore total n'est pas représenté du fait de la diversité des motifs concentration-débit observés, rendant impossible la sélection d'un exemple représentatif e l'ensemble des bassins versants et des périodes étudiées. Issu de Dupas et al. (2018)

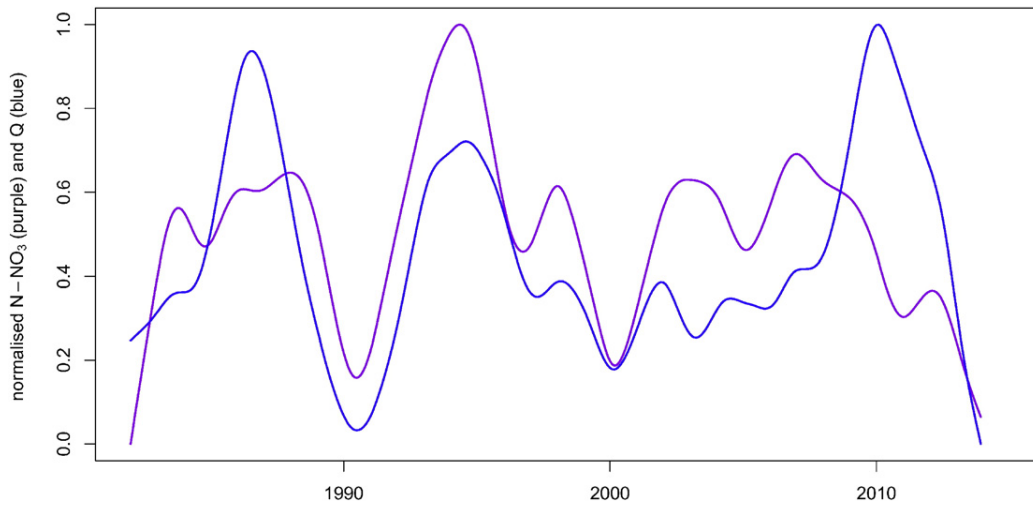


FIGURE 3.9 – Composante long-terme d’une décomposition de série temporelle par "Dynamic Harmonic Regression" (DHR) pour le débit et la concentration en nitrate du bassin versant de la Weida en Allemagne centrale. Dupas et al. (2016)

événements majeurs ayant influencé l’agriculture sur le territoire, tels que la réunification de l’Allemagne, la directive nitrate, etc. (Dupas et al., 2016). Dans cet exemple, les concentrations ne semblent dévier par rapport aux variations induites par le climat qu’à partir des années 2010.

Dans des bassins versants tels que la Weida où la composante long-terme des concentrations semble peu répondre à des variations de pression anthropique, on constate en revanche une réponse plus franche de la saisonnalité des concentrations à ces mêmes variations (section 3.5).

3.5 Variations inter-annuelles et long-terme de la saisonnalité des concentrations

Cette section s’intéresse à la variabilité intra-annuelle (saisonniers) des concentrations et de son évolution long-terme sous l’influence de l’évolution du climat et des pressions anthropiques. Dans l’exemple du bassin versant de la Weida, précédemment présenté comme un cas d’absence de réponse de la composante long-terme des concentrations, on observe une diminution nette et linéaire de la variation intra-annuelle des concentrations dans le temps (quantifiée par le ratio des coefficients de variation des concentrations et du débit, Figure 3.10). Nous avons interprété cette tendance vers

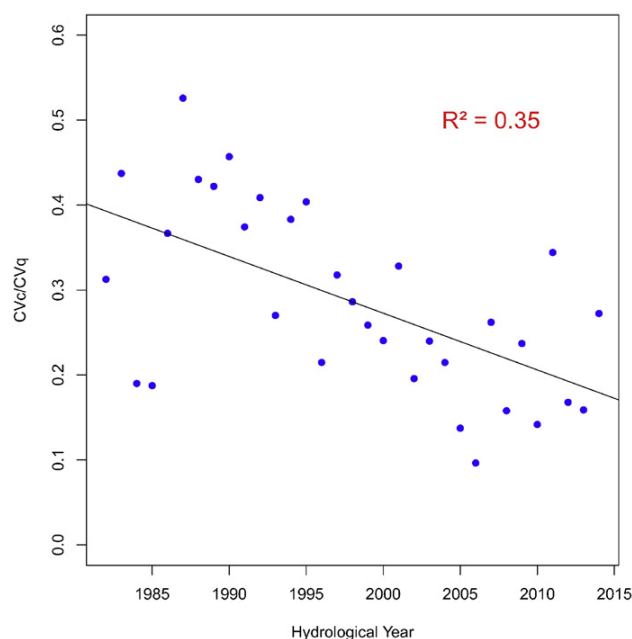


FIGURE 3.10 – Evolution du ratio des coefficients de variation des concentrations et du débit (CVc/CVq) sur le bassin versant de la Weida (100km^2) entre 1980 et 2015 (Dupas et al., 2016)

plus de chemostasie comme la conséquence d’une homogénéisation du profil de concentration en nitrate dans la nappe et la zone insaturée, suite à une migration verticale des concentrations les plus élevées et une diminution des concentrations en surface suite à une diminution de la lixiviation.

Une analyse des données nitrate et débit de 290 bassins versants en Allemagne et en France (1980-2015) a cherché à mettre en évidence une réponse différenciée des concentrations de basses eaux et de hautes eaux à des variations de pression anthropique. Après avoir interpolé les données de concentrations au pas de temps journalier avec le modèle WRTDS (Hirsch et al. 2010), nous avons estimé les concentrations de basses eaux et hautes eaux, définies comme la concentration moyenne pour les trois mois au débit les plus bas et élevés, respectivement. L’hypothèse était que dans le cas de bassin versant dominés par les émissions ponctuelles (avec des concentrations plus élevées en basses eaux qu’en hautes eaux), les concentrations de basses eaux devaient répondre en premier, tandis que dans les bassins versants dominés par les pollutions diffuses (avec des concentrations généralement plus élevées en hautes eaux qu’en basses eaux, avec quelques exception), les concentrations de hautes eaux devaient répondre en premier. Dans l’exemple de la rivière urbaine Wupper (Figure 3.11), caractérisée par des émissions ponc-

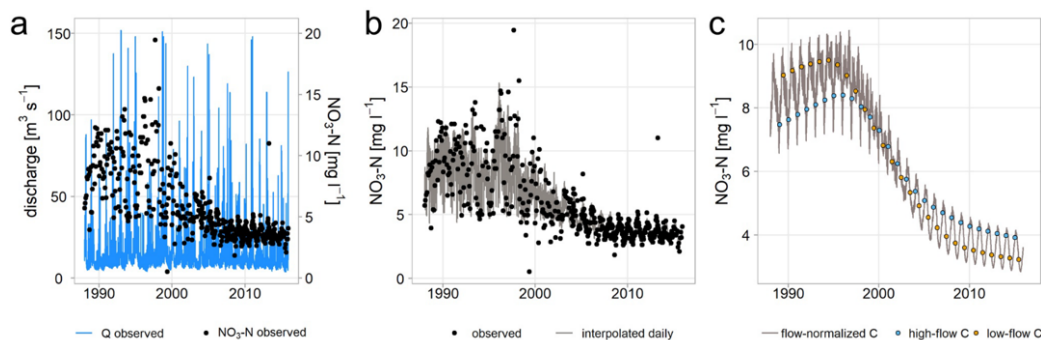


FIGURE 3.11 – Cadre conceptuel des hystérèses entre concentration de basses eaux et concentrations de basses eaux pour l'exemple de la Wupper en Allemagne. a. débit et concentration en nitrate observés, b. concentrations interpolée par le modèle WRTDS, c. identification des concentrations de basses eaux et hautes eaux, estimées comme la concentration moyenne pour les trois mois au débit les plus bas et élevés, respectivement (Ebeling et al., 2021).

tuelles élevées en début de la période d'étude, les concentrations en basses eaux ont en effet diminué en premier, jusqu'à aboutir à un renversement des profils saisonnier depuis des maximums en basses eaux vers des maximums en hautes eaux plus caractéristique de bassins versants dominés par les pollutions diffuses.

Sur l'ensemble de la période d'étude, 84% des bassins versants présentent des maximums de concentration saisonnières en nitrate en période de hautes eaux, caractéristiques de régions dominées par des émissions diffuses. Les propriétés des 16% restants, avec des maximums saisonniers en période de basses eaux, confirment que ces motifs saisonniers minoritaires sont généralement influencés par des pollutions ponctuelles, ou par un régime hydrologique (pluvio)-nival. Il faut toutefois aussi noter la présence de bassins versants au profils inversés (maximums saisonniers de concentration en basses eaux) dans des contextes sans neige et avec des pollutions diffuses dominantes. On retrouve de tels bassins versants notamment en Bretagne, comme précédemment décrit par Guillemot et al. (2020) et Martin et al. (2004).

Étant donnée la dominance de bassins versants avec des maximums hivernaux et des sources diffuses majoritaires, nous nous attendions à observer une majorité de situations avec des réponses plus rapides en période de hautes eaux plutôt que basses eaux. Cependant, les observations ont montré que les deux situations – variations plus rapide des concentrations en hautes eaux ou en basses eaux – ont lieu dans des proportions similaires. Si une réponse plus rapides des concentrations hivernales peut s'interpréter du fait de la mobi-

lisation de compartiments hydrologiques plus superficiels donc plus réactifs, plusieurs processus peuvent expliquer une réponse plus rapide des concentrations estivales : 1) même dans un bassin versant dominé par des pollutions diffuses, des émissions ponctuelles visibles en basses eaux peuvent persister et varier rapidement ; 2) une évolution des propriétés de la subsurface dans le temps peut expliquer une variation des capacités de dénitrification des bassins versants ; 3) une évolution de la réactivité des cours d'eau, en lien avec leur aménagement ou l'évolution de la concentration d'autres éléments comme le phosphore (Ebeling et al., 2021). Les descripteurs de bassins versants que nous avons utilisés (variables décrivant l'usage des sols, la topographie, le climat, etc.) ne montrent pas de différence entre les propriétés des bassins versants qui pourraient nous faire privilégier l'une de ces hypothèses.

Enfin, nous avons observé que 20% des bassins versants voyaient leur saisonnalité des concentrations en nitrate s'inverser – au moins une fois mais parfois plusieurs – au cours de la période d'étude. Le sens de l'inversion se faisait dans la majorité des cas depuis un motif "maximum en basses eaux" vers "maximum en hautes eaux", ce qui est cohérent avec l'observation d'une diminution des rejets ponctuels au cours de la période d'étude (Ebeling et al., 2021).

A retenir

La plupart des travaux présentés dans ce chapitre reposent sur des données publiques de qualité de l'eau, dont les chroniques sont généralement plus longues que celles acquises dans des bassins versants de recherche. Nous avons montré que les trajectoires long-terme de l'azote et du phosphore étaient très différentes l'une de l'autre dans les contextes étudiés : les concentrations et flux en phosphore ont diminué dès les années 1980, en lien avec la baisse des émissions ponctuelles ; ceux du nitrate ont augmenté depuis les années 1970 jusqu'aux années 2000, en lien avec la diminution des surplus agricoles. Des travaux préliminaires et non publiés sur les évolutions long-terme en DOC montrent peu de tendances significatives dans le contexte de bassins versants agricoles bretons ; ces analyses restent à affiner. Pour le nitrate, j'ai développé une modélisation stochastique permettant de quantifier une distribution des temps de transfert (mode de la distribution entre 2 et 14 ans) et la rétention apparente (entre 44% et 88%) des bassins versants. J'ai aussi pu montrer que la majorité de cette rétention apparente consistait en du stockage d'azote organique dans les sols plutôt que de l'abattement par dénitrification. Ce résultat reste à consolider par d'autres observations, en particulier dans nos bassins versants de recherche. La variabilité inter-annuelle du climat impose elle aussi sa marque sur les trajectoires de flux et concentrations : si dans les décennies passées, cette influence était inférieure à celle de l'évolution importante des pressions anthropiques, la donne pourrait s'inverser à l'avenir avec la stabilisation des surplus agricoles et l'intensification du changement climatique.

Chapitre 4

Motifs spatiaux de la qualité de l'eau et effet de l'organisation spatiale des paysages

4.1 Introduction

Le paysage désigne "une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations" (Convention européenne du Paysage, Florence, 2000). Le paysage est une portion d'espace constituée d'éléments paysagers de nature différente et organisés spatialement pour constituer des motifs paysagers. Les paysages agricoles sont constitués d'une mosaïque de parcelles cultivées et d'éléments surfaciques moins directement liés à l'activité agricole : bosquets, marais, étangs, etc. A ces éléments surfaciques s'ajoutent des éléments du paysages ponctuels ou linéaires tels que les talus, haies et fossés. Les paysages sont des systèmes complexes, présentant des propriétés émergentes : la résultante de l'interaction des différents éléments paysagers sur, par exemple, la qualité de l'eau des rivières diffère de la somme de leurs effets quantifiés de manière isolée.

De nombreuses stratégies de gestion des bassins versants pour limiter les pollutions diffuses agricoles reposent sur la modification de la composition ou de l'organisation spatiale d'éléments paysagers. Par exemple, on peut chercher à introduire des éléments linéaires comme des haies, ou surfacique comme des bandes enherbées ou bosquets pour intercepter une partie des émissions (Doriot et al., 2006 ; Baudry et al., 2000). Ces introductions d'éléments paysagers sont parfois accompagnées d'une réflexion sur l'optimisation de leur localisation dans les versants vis-à-vis du cours d'eau et

des parcelles émettrices de pollution. Si l'abattement permis par un élément paysager comme une haie ou une bande enherbée peut être quantifié localement grâce à des dispositifs bien instrumentés (Grimaldi et al., 2012), il est difficile de proposer de telles quantifications à l'échelle des bassins versants dans leur ensemble ou dans des sites d'étude moins finement suivis (Carluer et al., 2016, Thomas and Abbott., 2018). L'écologie du paysage propose des méthodes pour décrire les interactions complexes entre éléments paysagers et propose notamment des métriques permettant de décrire l'organisation spatiale des paysages (Newman et al., 2019). Si les métriques paysagères proposées en écologie du paysage ont d'abord un sens fonctionnel pour répondre aux problématiques associées à la biodiversité, de plus en plus de travaux en lien avec la durabilité des systèmes agricoles, en incluant les cycles biogéochimiques, ont vu le jour ces dernières années en s'inspirant des mêmes méthodes (Viaud, 2020). L'un des objectifs de ce chapitre est de mettre en évidence l'effet de différentes organisations spatiales du paysage sur les transferts de C, N, P en s'inspirant des métriques issues de l'écologie des paysages.

Dans les atlas de paysages, ces derniers sont décrits à l'échelle d'unités paysagères, caractérisées par une certaine unité du point de vue de la composition et de l'organisation spatiale de ses éléments paysagers en comparaison aux unités paysagères voisines. En Bretagne, Bourget et al. (2010) ont identifié et cartographié 19 types de paysages, regroupés en huit grandes familles (Figure 4.1). La taille des unités paysagères de cet atlas est du même ordre de grandeur que celle des têtes de bassin versants inclus dans l'observatoire recherche en environnement Agrhys (quelques dizaines d'hectare à quelques km²) ou des plus petits bassins versants faisant l'objet d'un suivi réglementaire. La taille des ensembles paysagers est du même ordre de grandeur que celle des bassins versants de méso-échelle à l'exutoire desquels sont placés la plupart des points de suivi régionaux (quelques dizaines à centaines de km²). On constate donc une coïncidence fortuite entre la taille des unités de paysage et celle des plus petits bassins versants, et entre la taille des ensembles de paysage et celle des bassins-versants de méso-échelle, ce qui rend ces bases de données régionales très utiles pour étudier l'effet de la composition et de la configuration du paysage sur les transferts d'éléments dans les bassins versants.

Dans des bassins versants de méso-échelle, on constate généralement de bonnes relations entre des métriques de composition paysagère (e.g. le pourcentage de terres arables) et les concentrations en nutriments (Evans et al., 2014). Il est également courant d'observer que ces relations sont moins bonnes pour des bassins versants de plus petite taille, et une explication possible est que l'organisation spatiale des éléments paysagers y joue un rôle plus déterminant (Figure 4.2, Bol et al., 2018). Il est donc pertinent d'utiliser des

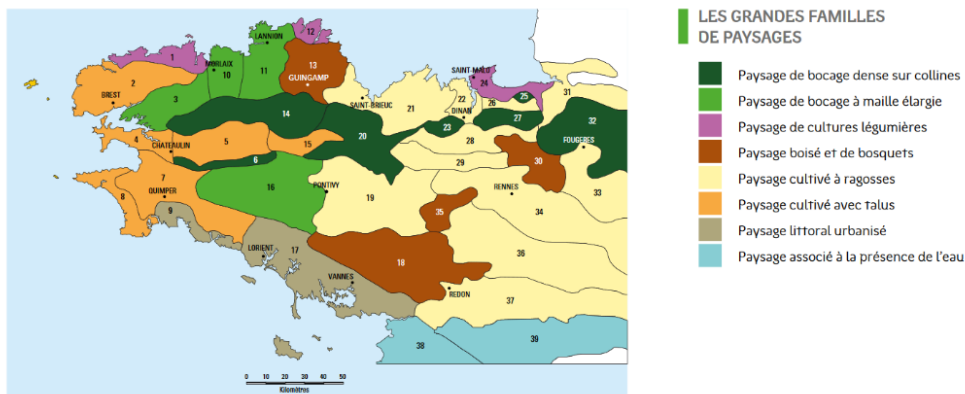


FIGURE 4.1 – Cartographies des "ensembles paysagers" (regroupement "d'unités de paysage") et description selon la "grande famille de paysage" (Bourget et al., 2010).

données d'observations issues de bassins versants de méso-échelle pour étudier l'effet de la composition des paysages (avec une caractérisation globale des descripteurs de bassins versants), et issues de plus petits bassins versants pour étudier l'effet de la configuration spatiale des éléments paysagers (avec des indices spatiaux inspirés de l'écologie des paysages)

Pour étudier l'effet de l'organisation spatiale des paysages par des approches statistiques, il est important de disposer de bases de données couvrant une certaine diversité de situations, tant du point de vue des concentrations moyennes que des configurations paysagères observées. La figure 4.3 montre qu'à l'échelle de la région Bretagne, les petits bassins versants présentent une grande variabilité de concentrations, tandis que les plus grands tendent vers une concentration moyenne caractéristique des conditions générales de la région (Dupas et al., 2023). De même, la figure 4.4 montre une plus grande variabilité de configurations paysagères (ici caractérisées par un indice décrivant la position des parcelles agricoles sur un gradient longitudinal amont-aval ou latéral haut de versant – bas de versant) dans les plus petits bassins versants en comparaison aux plus grands.

Ce chapitre se décline en trois parties. La première évalue la persistance des motifs spatiaux de la qualité de l'eau à différentes échelles (de quelques ha à la France entière) : vérifier la haute persistance des motifs spatiaux de la chimie de l'eau mesurée à basse fréquence est un préalable nécessaire pour ensuite analyser ces motifs spatiaux de concentration et les mettre en lien avec des métriques de composition/organisation paysagère (section 4.2). La seconde partie s'intéresse à la distribution spatiale d'éléments paysagers (les

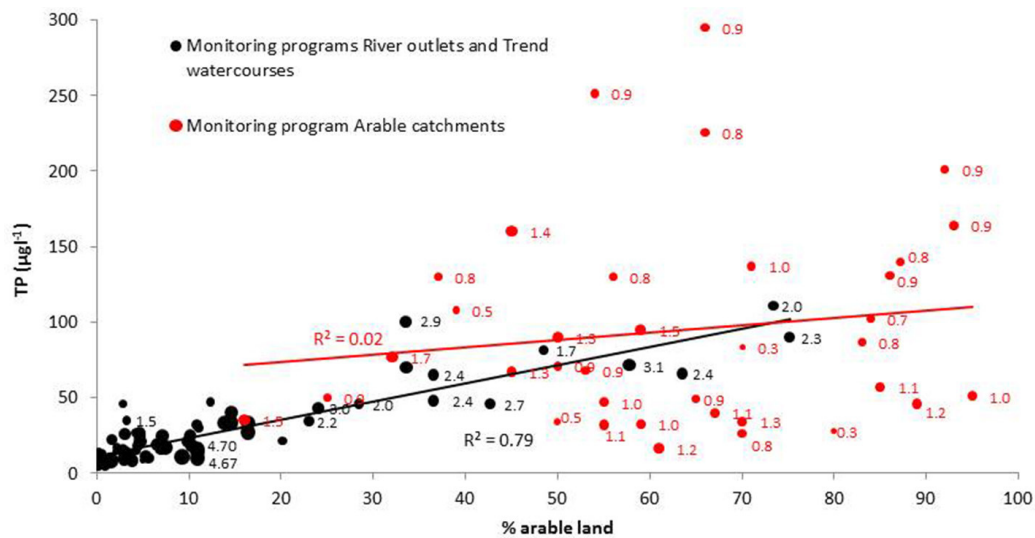


FIGURE 4.2 – Relations entre pourcentage de terres arables et concentration moyenne en phosphore total (TP) pour de "grands" bassins versants (en noir : 8-50000km²) et pour de "petits" bassins versants (en rouge : 1.8 – 5.4 km²). (Bol et al., 2018)

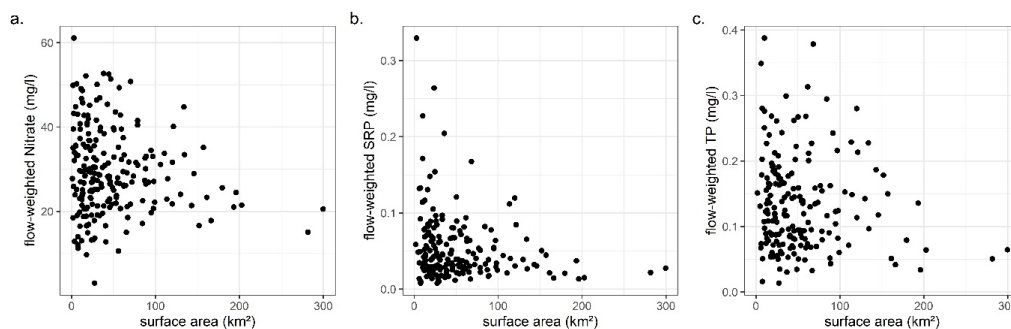


FIGURE 4.3 – Relations entre la taille de 221 bassins versants en Bretagne et leur concentration moyenne pondérée par le débit en Nitrate, phosphore réactif soluble (SRP) et phosphore total (TP).

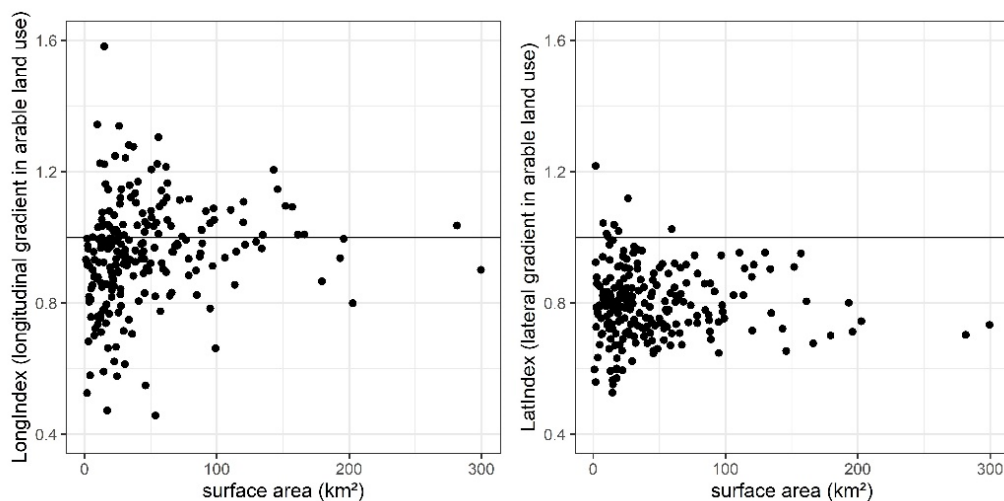


FIGURE 4.4 – Relations entre la taille de 221 bassins versants en Bretagne des indices de configuration paysagère LongIndex et LatIndex. Des valeurs de LongIndex supérieures à 1 indiquent que les terres arables sont majoritairement situées dans la partie aval du bassin versant ; des valeurs de LatIndex supérieures à 1 indiquent que les terres arables sont majoritairement situées proche des cours d'eau, et inversement.

parcelles agricoles) au sein d'unités paysagères que sont les bassins versants de tête et évalue si, à composition paysagère donnée, l'organisation spatiale de ces éléments paysagers joue un rôle important sur les transferts de N et P (section 4.3). La troisième partie utilise l'unité paysagère, ou le sous-bassin versant élémentaire, comme unité élémentaire caractérisée de manière globale (sans prise en compte de l'organisation spatiale des éléments paysagers qui la composent) et pose la question de leur organisation dans l'espace entre l'amont et l'aval d'un bassin versant sur la dynamique saisonnière des concentrations à l'exutoire (section 4.4).

Ce chapitre reprend des éléments de résultat publiés dans les articles 1, 10, 11, 12, 16, 24, 25, 28 et 35 (voir CV).

4.2 Persistance des motifs spatiaux de la qualité de l'eau

Afin de proposer des méthodes basées sur les données pour étudier l'effet de l'organisation spatiale des paysages sur les transferts, il est nécessaire de disposer de réseaux de suivi de la chimie de l'eau sur un grand nombre

de stations, sur de vastes étendues (échelle régionale, Dupas et al. 2019), ou sur des étendues plus petites avec une forte densité de stations (mésos-échelle, Gu, Casquin et al. 2021) voire à très haute-résolution spatiale dans de petits bassins versants (Dupas et al., 2021). Or il serait trop coûteux de suivre un grand nombre de stations avec une fréquence de mesure élevée (e.g. suivi journalier), et l'on sait que du fait de la forte variabilité temporelle des concentrations en rivière, le calcul des métriques d'évaluation de la qualité de l'eau (flux annuels, percentiles ou moyennes de concentration) est entaché d'une forte incertitude avec des données de suivi à basse fréquence (voir Figure 2.9). Cette incertitude, mise en évidence depuis plusieurs décennies par d'autres collectifs de chercheurs, a souvent conduit ces mêmes chercheurs à recommander d'augmenter la fréquence d'échantillonnage des stations de suivi opérationnels, souvent aux dépens du nombre de stations. Si de nombreuses études se sont attachées à quantifier - et réduire - l'incertitude sur les évaluations quantitatives de la qualité de l'eau, aucune jusqu'à récemment n'avait testé si la hiérarchie entre les niveaux de pollution de différentes stations pouvait être évaluée de manière fiable. Si c'était le cas, il serait alors possible d'analyser la variabilité spatiale de la chimie de l'eau mesurée à basse fréquence sur un grand nombre de stations pour répondre à un certain nombre de questionnements opérationnels et scientifiques tels que l'effet de l'organisation du paysage.

Dans une série de travaux sur la "stabilité" ou "persistance" spatiale de la chimie de l'eau, nous avons vérifié que les rangs de différentes stations de mesure étaient préservés malgré la variabilité temporelle des concentrations. En d'autres termes, les courbes décrivant les chroniques de qualité de l'eau se croisent peu, ce qui préserve la hiérarchie des sous-bassins versants au sein d'un territoire. Pour quantifier ce niveau de "persistance" des motifs spatiaux de la chimie de l'eau, deux types de métriques ont été proposées : la première calcule pour chaque date d'une série temporelle la corrélation de Spearman entre une métrique d'évaluation long terme (concentration médiane, percentile 90 et concentration moyenne pondérée par le débit) et la concentration à cette date (Dupas et al., 2019). Pour limiter la dépendance à une métrique d'évaluation long-terme estimée avec une incertitude forte, une deuxième métrique de quantification de la "persistance" calcule pour chaque date la médiane des corrélations entre le rang des stations pour cette date avec le rang des stations pour toutes les autres dates (Gu et al., 2021). Dans les deux cas, la métrique d'évaluation de la persistance des motifs spatiaux de la chimie de l'eau varie entre 0 et 1, les valeurs proches de 1 indiquant des motifs spatiaux très persistants d'une date à l'autre : les points aux concentrations élevées à une date donnée restent élevés pour la plupart des autres dates, et inversement.

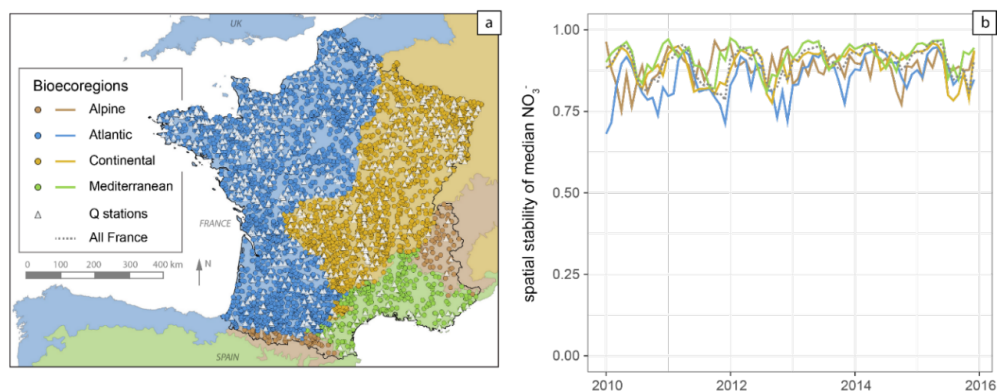


FIGURE 4.5 – Localisation des points de suivi de la qualité de l’eau en France dans quatre éco-régions (a) et variations saisonnière de la métrique de stabilité pour le paramètre nitrate (b). Plus cette métrique s’approche de 1, plus la stabilité est élevée, c’est-à-dire que la hiérarchie des points de suivi est préservée d’une date à l’autre.

Cette quantification de la persistance des motifs spatiaux a été menée à l’échelle régionale sur les éco-régions françaises (Dupas et al., 2019), sur les ruisseaux du bassin versant de meso-échelle de l’Yvel (300 km², Gu et al., 2021) et à très haute résolution spatiale dans des têtes de bassins versants alimentant des baies à algues vertes (1.1-3.5 km², Dupas et al., 2021), et pour 16 paramètres de la qualité de l’eau, dont les nutriments et le carbone organique dissous (Dupas et al., 2019 ; Gu et al., 2021). Dans ces trois cas d’étude, nous avons observé une forte persistance des motifs spatiaux de la qualité de l’eau, ce qui signifie que les rangs des stations restent identiques à toutes les dates pour différentes échelles d’observation et pour un grand nombre de paramètres.

Pour la plupart des paramètres de qualité de l’eau et aux trois échelles spatiales, nous avons observé que le coefficient de persistance était plus élevé en période de hautes eaux hivernales qu’en période d’étiage estival. Une explication possible est qu’en période d’étiage, des processus in-stream d’ampleur différente entre les bassins versants et/ou l’influence de sources ponctuelles moins diluées pouvait modifier le rang des stations de suivi (Dupas et al., 2019). Nous avons aussi constaté que le coefficient de persistance spatiale était d’autant plus élevé que la variabilité temporelle des concentrations était basse, et la variabilité spatiale inter-station était élevée (70% de la variance expliquée par ces deux variables ; Gu et al., 2021). En revanche, le degré de

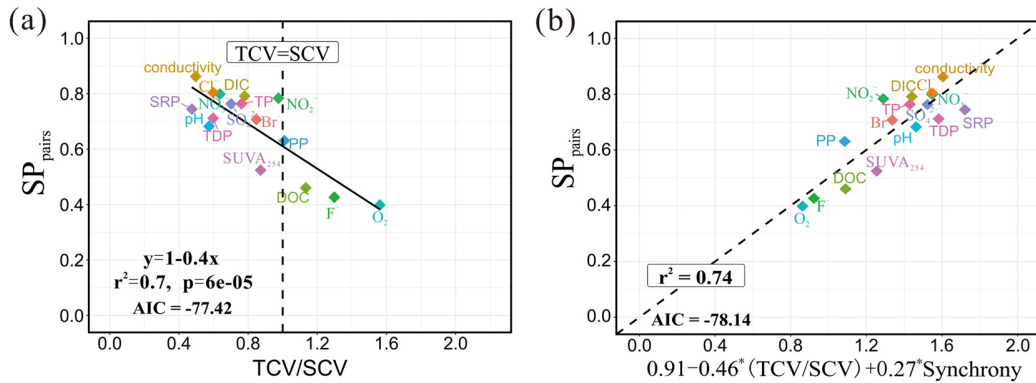


FIGURE 4.6 – Degré de persistance spatiale (SP_{pairs}) dans 22 sous-bassins versants de l’Yvel pour 10 paramètres de qualité de l’eau en fonction du ratio entre le coefficient de variation temporel (TCV) et le coefficient de variation spatial (SCV). SP_{pairs} est la dénomination du coefficient de persistance dans l’article de Gu et al (2021), il est équivalent au coefficient "spatial stability" dans l’article de Dupas et al., (2019) dont est extraite la figure précédente.

synchronie entre les stations semble être un facteur d’explication secondaire de cette persistance spatiale (4% de la variance expliquée ; Gu et al. 2021).

Ces résultats ont des implications pour les stratégies de suivi opérationnel de la qualité de l’eau, et ouvrent des possibilités pour des travaux scientifiques sur la variabilité spatiale de la qualité de l’eau avec des données à forte densité spatiale et basse résolution temporelle. C’est le cas des travaux présentés dans la suite de ce chapitre, qui explorent la dimension spatiale de la variabilité des concentrations pour en tirer des conclusions sur l’effet de l’organisation spatiale des paysages.

4.3 Effet de l’organisation spatiale des paysages agricoles sur les transferts d’azote et de phosphore

Certaines stratégies de gestion pour limiter les transferts de polluants agricoles vers les cours d’eau reposent sur la réorganisation spatiale des paysages agricoles. Dans ce chapitre, on entend par "organisation" spatiale des paysages l’arrangement spatial des éléments surfaciques, ponctuels et linéaires des paysages pouvant jouer le rôle de source/puits de polluant, entre eux et par rapport à la topographie. L’organisation spatiale de ces éléments paysagers se distingue de la "composition" du paysage qui, elle, décrit sim-

plement la densité ou les pourcentages de surface occupé par ces éléments paysagers. En réorganisant les paysages sans modifier leur composition, les gestionnaires cherchent à améliorer la qualité de l'eau tout en maintenant une surface agricole et un niveau de production importants (Doody et al., 2016). Ce genre de stratégie repose sur des concepts scientifiques tels que le concept de "Critical Source Area" (CSA), qui suppose qu'à une composition paysagère donnée (le % de parcelles considérées comme sources), les concentrations dans la rivière peuvent être diminuées à condition d'éviter de placer ces parcelles sources dans certaines zones dites "critiques", par exemple à proximité des cours d'eau. Si la notion de CSA est très souvent mobilisée, par exemple pour la délimitation de zones tampons dans les paysages, peu de travaux ont pu effectivement démontrer avec des données l'effet de l'organisation spatiale du paysage, ni délimiter ces zones critiques de manière objective.

Des travaux scientifiques ont étudié l'effet source/puit de nutriment des éléments paysagers pris isolément grâce à des suivis intensifs localisés, par exemple pour caractériser l'effet d'une haie (e.g. Grimaldi et al., 2012) ou d'une bande enherbée (Dorioz et al., 2007). Il reste néanmoins difficile de passer de ces observations locales à une représentation de l'effet cumulé de tous les éléments paysagers dans un bassin versant, car leur arrangement spatial conduit à l'émergence de propriétés non prédictibles en additionnant simplement leurs effets propres. Des estimations d'effets cumulés par simple addition d'effets propres sont cependant parfois entreprises en première approximation et peuvent s'avérer utiles pour la gestion. D'autres ont utilisé des modèles à base physique simplifiés pour représenter les interactions entre éléments paysagers de la manière la plus juste possible étant donné l'état des connaissances. C'est le cas des simulations de scénarios paysagers entrepris avec le modèle agrohydrologique TNT2 : Benhamou et al. (2013) estiment avec ce modèle qu'implanter 48m/ha de haies à leur emplacement historique diminuerait les flux d'azote de 3.5% par rapport une situation sans haie dans un bassin versant agricole de 5km² ; Casal et al. (2019) et Malik et al. (2022) estiment avec le même modèle que la mise en prairie non-fertilisée et exportée de zones proches du cours d'eau conduirait à un effet supérieur et plus rapide sur la diminution des flux d'azote par rapport à l'implantation de la même surface de prairies plus haut dans les versants (Figure 4.7). Les modélisations de ce type souffrent d'une difficulté à évaluer leur performance, puisque les modèles ne sont pas testés avec la même calibration sur des bassins versants aux configurations spatiales différentes, mais on peut raisonnablement faire confiance à leurs conclusions car les processus représentés dans les modèles correspondent à l'état des connaissances sur les mécanismes essentiels à prendre en compte.

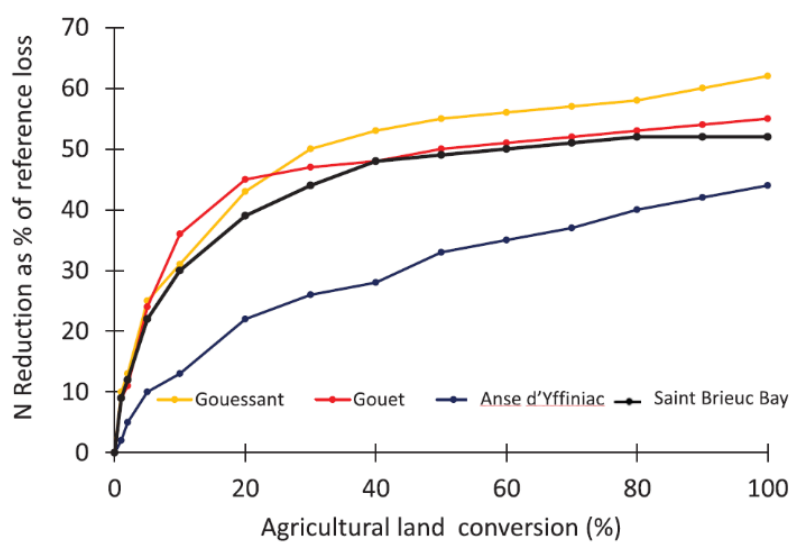


FIGURE 4.7 – Réduction des flux d'azote simulés par le modèle agrohydrologique TNT2 à mesure que l'on convertit des terres agricoles en prairies non-fertilisées et fauchées, depuis les bords de cours d'eau jusqu'en haut de versant. Les pentes décroissantes de ces courbes montrent que l'efficacité est maximale pour les premiers % de surface convertis, puisqu'à l'effet "dilution" s'ajoute l'effet "interception" des flux amont, et diminue ensuite (Malik et al., 2022).

D'autres auteurs ont préféré à ces approches de modélisation à base physique des approches "data-driven" inspirées de l'écologie du paysage. Les métriques paysagères issues de l'écologie permettent de caractériser les surfaces/densité/linéaires d'interfaces de patches paysagers, d'en caractériser la forme, le degré d'isolement et de dispersion par rapport à d'autres patches, leur connectivité. Il est ensuite possible d'analyser les relations statistiques entre ces métriques multiples et les concentrations de différents polluants mesurés à l'exutoire des bassins versants (e.g. Shi et al., 2013). La diffusion de l'outil "clé en main" FRAGSTATS a conduit à une explosion des études de ce genre dans la littérature, mais je reste peu convaincu par ces approches car : i) le nombre de métriques paysagères calculé est tellement grand (surtout par rapport au nombre de bassins versants inclus) que l'on trouve forcément des corrélations significatives, parfois difficiles à interpréter ; ii) le degré de prédictibilité des concentrations avec ces approches devrait à mon sens être présenté en comparaison à leur prédictibilité avec des variables de composition paysagère (e.g. le pourcentage de surface agricole ou urbaine) ce qui n'est pas toujours le cas.

A ces approches purement "data-driven", je préfère des approches tirant partie des données mais visant à tester des hypothèses formulées avant l'analyse statistique. C'est le cas des approches où l'on caractérise l'organisation des paysages en distinguant des usages des sols "source" (typiquement les zones agricoles, codées 1) et "puit" (tout le reste, codé 0) et en les pondérant par un indice topographique que l'on suppose déterminant dans les processus de mobilisation/interception des flux de polluants. De telles approches ont été mises en œuvre par Peterson et al (2011), Staponites et al. (2019) et quelques autres afin de tester si des pourcentage d'usage des sols agricole ainsi pondérés par un indice topographique permettent de mieux prédire les concentrations en polluants qu'un pourcentage d'usage des sols agricole non pondéré. Une amélioration notable de la prédiction des concentrations grâce à une pondération par un indice topographique suggère que l'organisation spatiale des paysages est déterminante pour la qualité de l'eau. De tels indices topographiques combinent typiquement des métriques de distance aux cours d'eau, la pente, la surface contributive, etc. pour chaque pixel.

En s'inspirant de ces approches, nous avons développé notre propre indice de pondération pour tester l'hypothèse selon laquelle placer les parcelles agricoles proche des cours d'eau ou dans les zone d'accumulation de flux augmenterait le transfert de N et P. En nous reposant sur l'hypothèse de persistance spatiale, qui nous permet d'étudier la variabilité spatiale malgré la faible fréquence, nous avons décrit l'organisation spatiale des sources (parcelles en culture) et des puits (zones non cultivées) grâce à un indice stochastique à deux paramètres. Cet indice LCI (Landscape configuration index) décrit si

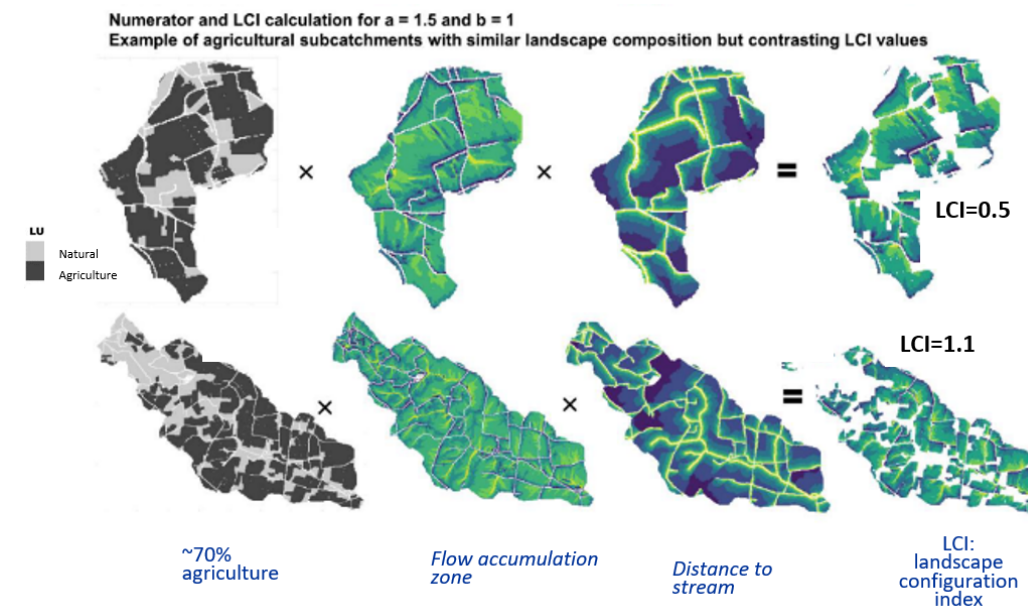


FIGURE 4.8 – Etapes de calcul du landscape configuration index (LCI) pour $a = 1.5$ et $b = 1$. Exemple de deux sous-bassins versants avec des compositions paysagères proches (74% et 66% d'agriculture respectivement) mais des configurations paysagères contrastées : le LCI du sous-bassin versant avec le moins de surface agricole est supérieur à celui-ci avec davantage de surface agricole car les parcelles agricoles dans ce dernier sont situées plutôt en dehors des zones d'accumulation de flux et des zones proches du cours d'eau.

les parcelles "sources" sont plutôt situées dans/hors des zones d'accumulation de flux et proche/loin des cours d'eau ; les deux paramètres permettent après calibration de connaître l'influence relative de la position des parcelles sources par rapport aux zones d'accumulation des flux et aux cours d'eau.

$$LCI(a, b) = \frac{\sum_{\text{pixel}} \frac{\text{Flowacc}^a}{\text{LatDistance}^b} * \text{arable}}{\sum_{\text{pixel}} \frac{\text{Flowacc}^a}{\text{LatDistance}^b}}$$

Où, pour chaque pixel dans un bassin versant donné, "flowacc" est la zone d'accumulation de flux (i.e. l'aire contributive de chaque pixel), "Lat-Distance" est la distance hydrologique au cours d'eau et "arable" vaut 1 dans le cas d'un pixel en culture, et 0 sinon. a et b sont deux paramètres à calibrer afin de prédire au mieux les concentrations en N et P à l'exutoire des bassins versants d'étude.

La méthode a été utilisée pour prédire des concentrations moyennes pondérées par le débit en nitrate et phosphore total, dans 20 sous-bassin versants de l'Yvel à une résolution de 10m (Casquin et al., 2021) et dans 221 têtes de bassin versant en Bretagne à une résolution de 25m (Dupas et al., 2023). Les conclusions étaient similaires dans les deux cas : les résultats ont montré que l'organisation spatiale des paysages, telle que décrite par notre indice, n'avait pas d'effet suffisamment important pour pouvoir être mis en évidence pour les transferts de N. Pour N la simple composition du paysage (le % de terres cultivées) est un bon prédicteur des concentrations. En revanche, l'organisation spatiale joue un rôle déterminant pour les transferts de P, et les zones à risque identifiées par l'indice sont autant les abords des cours d'eau que les zones d'accumulation de flux. Si actuellement des bandes enherbées sont imposées par la réglementation le long des rivières, nos travaux montrent qu'encourager une protection des zones d'accumulation de flux plus haut dans les versants permettrait de réduire davantage les transferts diffus de P. Ce résultat sur l'effet d'une organisation paysagère plus déterminante pour les transferts de P que de N est cohérent avec la connaissance des voies de transfert de ces deux éléments : plutôt en surface pour le P (donc plus susceptible d'être intercepté par les "puits" du paysage) et plutôt en profondeur pour N.

L'indice topographique utilisé comme coefficient de pondération peut être utilisé comme indice de risque de transfert. Dans la figure 4.9, nous avons représenté en orange les zones dépassant le percentile 90th de l'indice topographique de pondération : on observe que les zones à risque comprennent les bords de cours d'eau mais remontent parfois dans les versant au niveau des zones d'accumulation de flux. Ce type d'indice de risque pourrait donc inspirer de nouvelles réglementations pour inciter à la mise en place de zones tampons non seulement aux abords des cours d'eau comme c'est le cas actuellement, mais aussi dans certains talwegs.

4.4 Distribution des unités paysagères vis-à-vis du réseau hydrographique

Cette section considère les unités paysagères, représentées par des sous-bassins versants archétypaux, comme unités élémentaires caractérisées par leur composition paysagère et pose la question de leur arrangement dans l'espace entre l'amont et l'aval d'un bassin versant de méso-échelle. Un modèle conceptuel "Landscape unit distribution framework" (LUD, section 4.4.1) démontre dans un bassin versant virtuel que travailler sur l'agencement spatial



FIGURE 4.9 – Exemple de cartographie des critical source areas (CSA en orange) pour le phosphore, pour un bassin versant breton. On observe que les CSAs correspondent aux zones proches du cours d'eau et aux zones d'accumulation de flux.

d'unités de paysage avec des dynamiques d'émission vers l'eau différentes peut conduire, en tenant compte de la rétention in-stream, à l'atteinte de certains mais pas forcément tous les objectifs de qualité de l'eau. Le modèle conceptuel LUD est ensuite mis en application dans deux bassins versants de méso-échelle en Allemagne et en Bretagne (section 4.4.2).

4.4.1 Illustration du Landscape unit distribution Framework dans un bassin versant virtuel

Le modèle LUD fait l'hypothèse qu'il est possible, dans un bassin versant de méso-échelle, d'identifier des sous-bassin versants archétypaux représentatifs des unités de paysage (combinaison d'usage des sols, pratiques et systèmes agricoles, types de sols, etc) existant en son sein. Dans le bassin versant virtuel présenté en figure 4.10, on considère quatre unités de paysage différentes caractérisées par leur niveau de pression agricole (deux modalités de flux annuel : élevé et bas) et leurs propriétés intrinsèques, qui déterminent les dynamiques temporelles de ces flux (deux modalités : forte et faible variation saisonnières). Les deux niveaux de pression agricole, représentés en vert et jaune dans la figure 4.10, peuvent correspondre à des usages des sols différents (e.g. forêt versus agriculture), des systèmes agricoles différents (e.g. terres arable versus prairies permanentes) ou des pratiques de gestions différentes (e.g. niveau de fertilisation, couverture hivernale des sols). Les deux niveaux de dynamiques saisonnières des flux, représentés par la couleur du sous-sol dans la figure 4.10, peuvent correspondre à des types de sol, la présence d'aménagements type drainage, etc. Enfin, l'effet du réseau hydrographique est simulé en considérant une rétention principalement estivale. Un seul paramètre de qualité de l'eau est ici simulé.

Les dynamiques saisonnières de concentration et de débit sont simulées avec une fonction cosinus avec trois paramètres : la moyenne, l'amplitude et le coefficient de phase. Nous avons considéré ici que les concentrations et les débits étaient tous en phase, avec un minimum saisonnier et un maximum hivernal. Ces dynamiques saisonnières toutes synchrones constituent une simplification car des observations réelles montrent que ce n'est pas toujours le cas (Dupas et al., 2017; Guillemot et al., 2021) mais l'objectif ici est de montrer que même le mélange de flux d'émission synchrones peut conduire à des dynamiques complexes à l'exutoire. Les dynamiques saisonnières du débit sont considérées dépendantes des propriétés intrinsèques uniquement (débit annuel identique mais amplitudes saisonnières plus importantes dans la partie amont en comparaison à l'aval). La rétention in-stream est elle aussi décrite par une fonction cosinus, avec un maximum saisonnier en été (50%

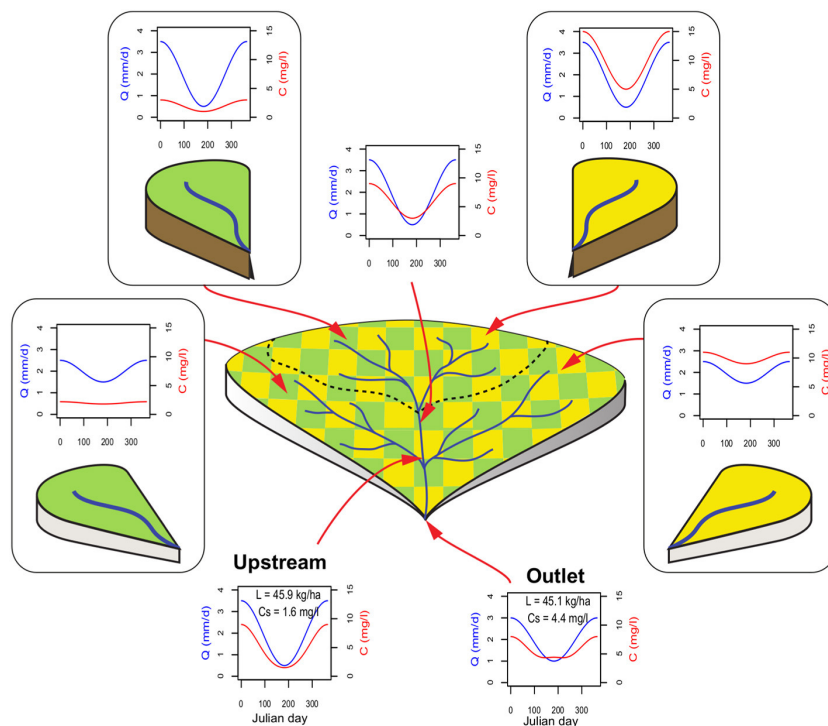


FIGURE 4.10 – Modèle conceptuel du Landscape Unit Distribution (LUD) framework pour un scénario de référence S0 où les pressions agricoles élevées (en jaune) et basses (en vert) sont réparties de manière équilibrée entre la partie amont et la partie aval. Les parties amont et aval se différencient par leurs propriétés intrinsèques qui déterminent les dynamiques saisonnières de flux (plus variables dans la partie amont), et par le fait que les processus de rétention in-stream affectent les flux amont uniquement.

de rétention) et un minimum en hiver (0% de rétention); elle n'affecte que la partie amont du bassin versant car les longueurs parcourues dans le réseau hydrographique et les temps de résidence dans ce réseau sont plus importantes que pour la partie aval proche de l'exutoire. Dans cet exemple virtuel, les unités de paysage à forte émission ont des concentrations moyennes cinq fois plus hautes que les unités de paysage à faible émission, et les unités de paysages à forte dynamique saisonnière (à l'amont) ont des amplitudes cinq fois plus grandes que les unités de paysage à faible dynamique saisonnière (à l'aval). Les dynamiques de concentration et flux sont simulées par simple mélange des concentrations et débits simulés par ces fonctions cosinus. On s'intéressera aux flux annuels et aux concentrations estivales – deux possibles métriques d'intérêt pour les écosystèmes – dans la partie amont (si l'objectif principal est de préserver les têtes de bassin versant) et à l'aval (si l'objectif principal est de protéger un écosystème aval, type plan d'eau ou baie sensible à l'eutrophisation). Dans le scénario de référence S0 où la part d'usage des sols à forte et faible pression agricole est de 50%/50% dans les parties amont et aval du bassin versant, le modèle de mélange prédit des flux annuels similaires dans les parties amont et aval (45.9 kg/ha et 45.1 kg/ha, respectivement) mais des concentrations estivales très différentes (1.6 mg/l et 4.4 mg/l, respectivement, figure 4.11). Ceci est dû au fait que la rétention estivale est active principalement en été, quand le flux est au plus bas.

Les scénarios S1 et S2 maintiennent une part 50%/50% des deux types d'usage des sols, mais relocalisent 100% des pressions élevées en amont pour S1 et 100% en aval pour S2. En comparaison à S0, le scénario S1 permet de diminuer les concentrations estivales à l'exutoire (mais pas les flux annuels) et augmente les concentrations estivales et flux annuels dans les parties amont. Le scénario S2 permet de réduire les concentrations estivales et les flux annuels dans les parties amont, mais pas les concentrations et flux à l'exutoire. Il est intéressant de noter que le scénario S2 produit une relation concentration-débit négative à l'exutoire, opposée à la relation concentration-débit de S0 qui a pourtant la même composition d'usage des sols. Aucun des trois scénarios S0, S1 et S2 n'est optimal dans le sens où aucun n'est le meilleur pour les quatre objectifs de qualité d'eau considérés. Cela montre l'importance de discuter et de prioriser les objectifs de qualité de l'eau, en fonction des masses d'eau à protéger en priorité (réseau amont ou masse d'eau à l'exutoire du bassin versant) et de la nature de ces masses d'eau (on pourra chercher à diminuer les concentrations estivales dans le cas d'écosystèmes lotiques et les flux annuels dans le cas d'écosystèmes lenticques, Kleinman et al., 2015). Les scénarios S3 et S4 augmentent la part d'usages des sols à basse pression à 75%, en localisant les 25% d'usage des sols à haute pression dans la partie amont (S3) ou aval (S4). Le scénario S3 permet de diminuer les concentra-

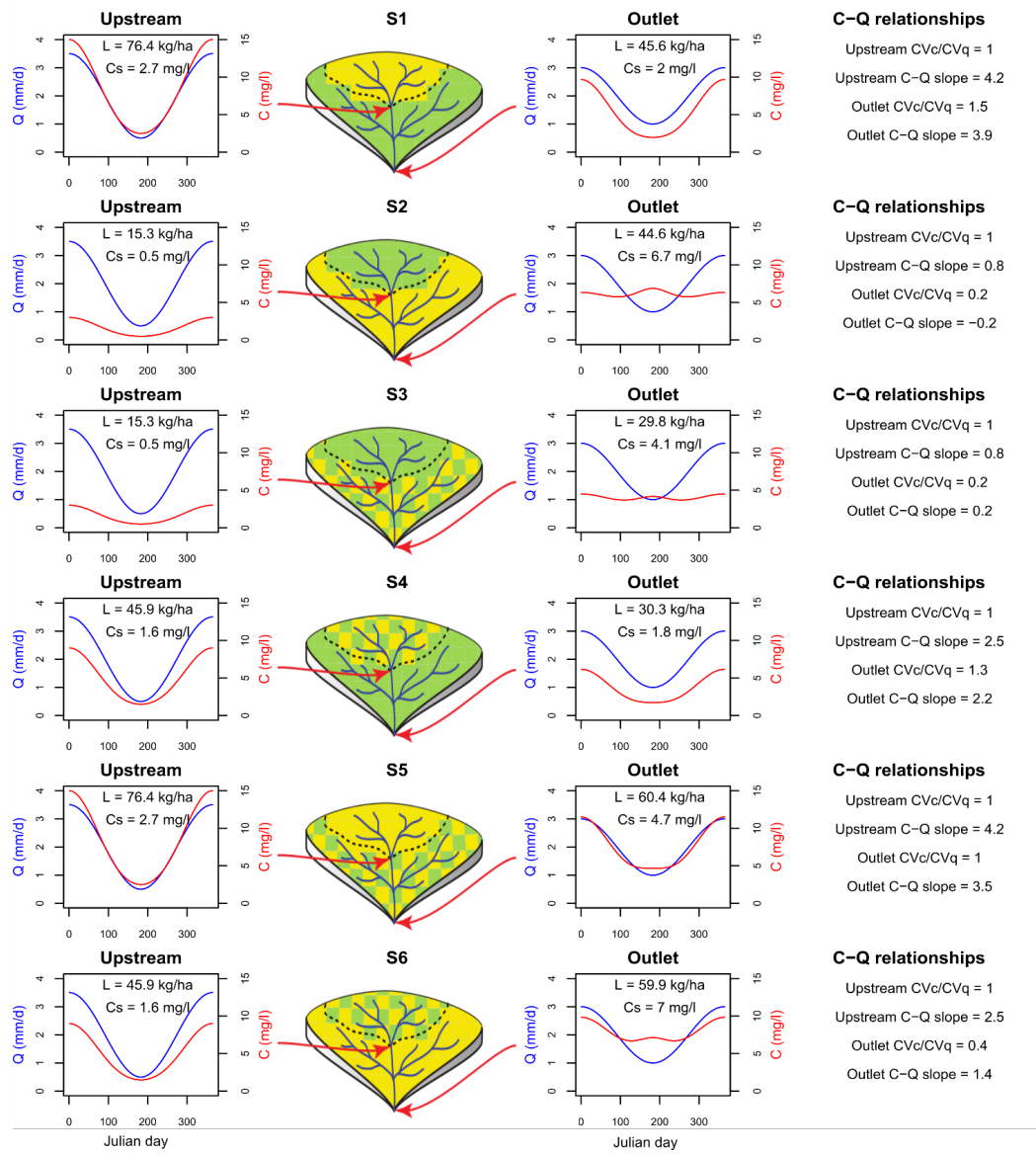


FIGURE 4.11 – Dynamique de concentration et de flux résultant de six scénarios de re-organisation des unités de paysages dans un bassin versant de méso-échelle. Chaque scénario est évalué pour sa capacité à atteindre quatre objectifs de qualité de l'eau : diminuer les concentrations estivales et diminuer les flux annuels, dans la partie amont et à l'exutoire du bassin versant, respectivement.

tions estivales et les flux annuels dans la partie amont, tandis que le scénario S4 permet de diminuer les concentrations estivales mais maintient des flux annuels à l'exutoire similaires. Les scénarios S5 et S6 augmentent la part d'usages des sols à forte pression à 75%, en maintenant les 25% d'usage des sols à basse pression dans la partie aval (S5) ou amont (S6). Le scénario S3 permet de diminuer les concentrations estivales et les flux annuels dans la partie amont, tandis que le scénario S4 permet de diminuer les concentrations estivales mais maintient des flux annuels à l'exutoire similaires. Dans tous les scénarios, les concentrations estivales sont généralement sensibles à la fois à la composition et à l'arrangement spatial (amont-aval) des unités paysagères, tandis que les flux annuels sont sensibles à la composition mais pas à l'arrangement spatial des unités paysagères.

Bien que très simplifié, ce modèle de mélange illustré par un exemple virtuel permet de montrer comment l'arrangement spatial d'unités de paysages, en tenant compte des propriétés intrinsèques du milieu telles que les sols mais aussi de la distance de transit parcourue dans les réseaux hydrographiques, peut conduire à des niveaux et des dynamiques de concentration et flux très différentes à différents endroits du réseau hydrographique. La section 4.4.2 présente deux cas d'application de ce modèle conceptuel en Allemagne centrale et en Bretagne.

4.4.2 Effet de processus de mélange et transformations de signaux C-N-P depuis les têtes de bassins versants jusqu'à la méso-échelle

Je choisis ici d'illustrer mes travaux sur les régimes d'exportation entre têtes de bassin versant et bassin versants de méso-échelle (quelques dizaines à centaines de km²) à travers deux réalisations différentes de par leur contexte agro-pédo-climatique, le contexte des projets, et les méthodes mises en œuvres.

La première application du modèle conceptuel LUD s'appuie sur les données de l'observatoire hydrologique TERENO "Harz/Central German Lowland Observatory" (Zacharias et al., 2011) et en particulier du bassin versant de la rivière Selke, un sous-affluent de l'Elbe dans le centre de l'Allemagne. Le bassin versant de la Selke (456 km²) est particulièrement intéressant pour cet exercice car il est divisé en deux entités très contrastées : une portion amont, monitorée à la station de Meisdorf (184 km²), comprenant les montagnes du Harz constituées de schistes produisant des écoulements rapides de subsurface ; une portion aval, monitorée à la station de Hausneindorf (456 km²), comprenant une plaine fertile sur roche sédimentaire produisant des écoulements plus lents et plus profonds. Les caractéristiques hydrologiques

de la portion amont favorisent la présence de sols hydromorphes dans la zone riparienne, contrairement à la partie aval plus plate et drainée. L'usage des sols est principalement forestier dans la partie amont (73%), avec 25% d'agriculture extensive. L'usage des sols est principalement agricole dans la partie aval (81%) avec très peu de forêts ; la partie aval comprend également deux stations d'épuration (10 600 équivalent-habitants). Dans cet observatoire de recherche, trois bassins versants élémentaires (1-3 km²) représentatifs des trois principales unités de paysage sont suivis dans le cadre de TERENO : un bassin versant forestier amont, un bassin versant agricole amont et un bassin versant agricole aval.

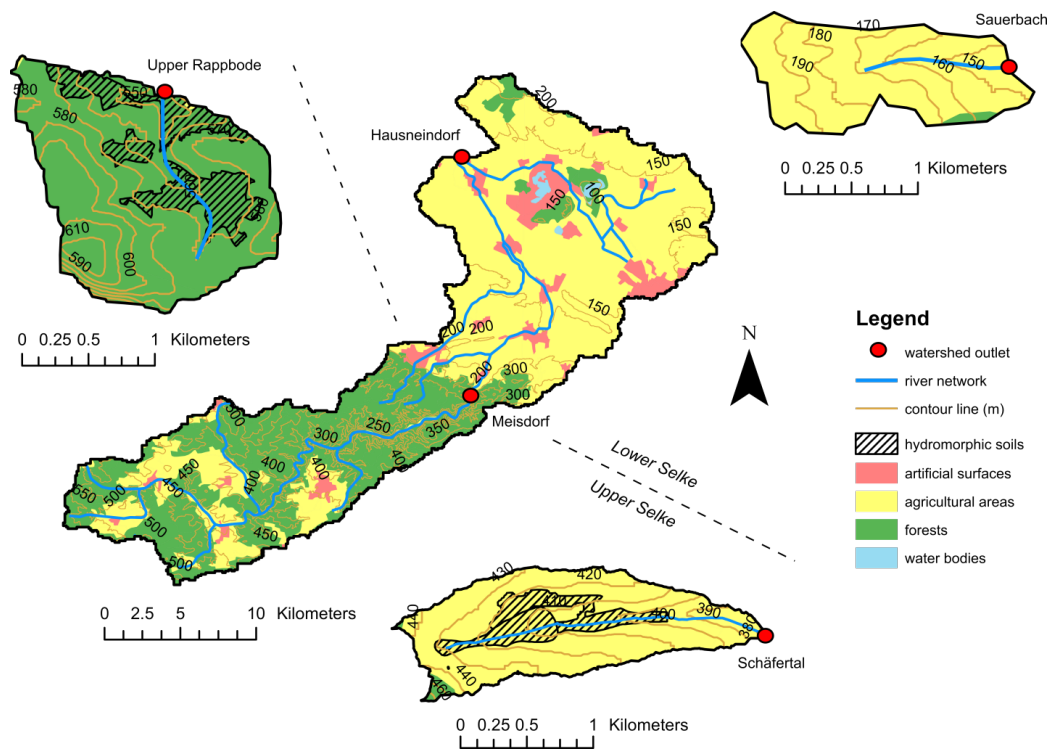


FIGURE 4.12 – Usage des sols du bassin versant de la Selke et cartographie des trois bassins versants élémentaires représentatifs des unités de paysage de la zone d'étude.

En plus du débit disponible au pas de temps journalier, les trois bassins versants élémentaires choisis comme archétypes des unités paysagère de la Selke, ainsi que les deux stations Meisdorf et Hausneindorf disposent de chronique mensuelles de DOC, nitrate et SRP (2010-2015).

Les dynamiques saisonnières des trois bassins versants archétypaux, sur lesquelles on peut aisément ajuster une fonction périodique, montrent une

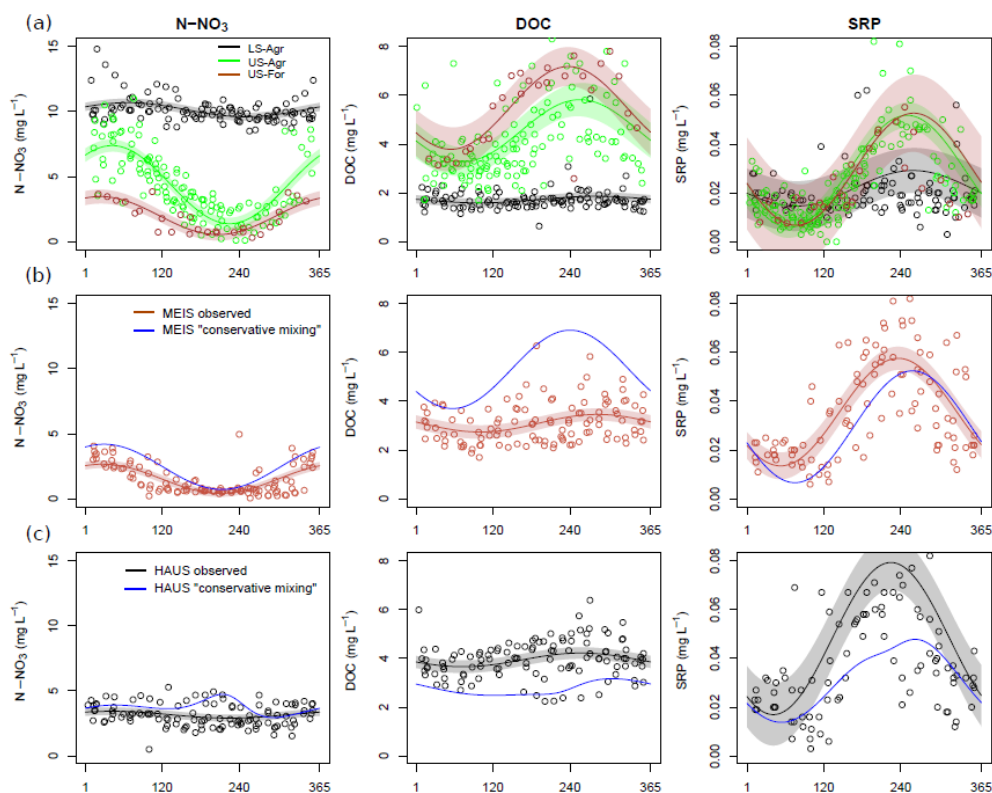


FIGURE 4.13 – a. Dynamiques saisonnières en nitrate, carbone organique dissous (DOC) et phosphore réactif soluble (SRP) pour les trois bassins versants élémentaires archétypaux : LS-Agr pour Sauerbach, US-Agr pour Schäfertal et US-For pour Upper Rappbode ; b. et c. dynamiques saisonnières observées et simulée par un modèle de mélange pour les stations situées sur le cours d'eau principal Meisdorf (MEIS) et Hausneindorf (HAUS).

opposition spatiale et temporelle entre nitrate d'une part et DOC et SRP d'autre part (Fig 4.13, a). Nous avons supposé que la présence d'une zone humide riparienne préservée expliquait les fortes variations saisonnières des deux bassins versants représentatifs de Selke amont : l'importante contribution au débit de cette zone riparienne en période de basses eaux explique les concentrations en nitrate particulièrement basses, et les concentrations en DOC et SRP particulièrement hautes à cette période dans les deux bassins versants US-Agr (Schäfertal) et US-For (Upper Rappbode). A l'inverse le bassin versant agricole sur une géologie sédimentaire (LS-Agr ou Sauerbach), drainé et sans zone humide riparienne, montre des variations saisonnières plus faibles. Aux deux stations situées sur le cours d'eau principal, Meisdorf et

Hausneindorf, le nitrate est transporté de manière quasi-conservative : le modèle de mélange est proche des données observées. A l'inverse, du DOC est respectivement consommé et produit dans le réseau hydrographique dans les portions amont et aval de la Selke. Pour le SRP, le décalage entre modèle de mélange et observation peut s'expliquer par les sources ponctuelles présentes dans la partie aval de la Selke. Il est intéressant de noter que, comme dans le bassin virtuel du modèle conceptuel LUD, le mélange de bassins versants aux dynamiques saisonnières très fortes peut aboutir à des dynamiques saisonnières faible comme c'est le cas à Hausneindorf, du fait d'une contribution différente au débit de la portion amont et aval de la Selke en fonction des saisons. Ainsi, les bassins versants élémentaires de la partie aval sont très fortement contributeurs aux concentrations élevées en nitrate en été, à la fois parce que leurs concentrations en nitrate restent élevées à cette saison, mais surtout parce que leur débit d'étiage reste soutenu contrairement aux bassins versants élémentaires de la partie amont. Si l'objectif des gestionnaires est de réduire les concentrations en nitrate à cette saison, il peut être intéressants de concentrer les actions sur les bassins versants de la partie aval ; à l'inverse, si l'objectif est de réduire le flux annuel ou le percentile 90 des concentrations, une gestion différenciée des unités de paysage agricole est moins justifiée.

Enfin, on observe que ces fortes variations saisonnières dans certains bassins versants conduisent à des variations saisonnières du ratio N :P d'autant plus importantes que ces variations sont opposées pour nitrate et SRP. Pour les bassins versants aux variations saisonnières les plus importantes, ces ratios dépassent même chaque été les seuils où l'on suppose la production primaire co-limitée par N et P plutôt qu'uniquement P le reste de l'année (Fig 4.14).

La deuxième application du modèle conceptuel LUD s'appuie sur les données collectées en Bretagne dans le bassin versants de l'Yvel (300 km²), un sous-affluent de l'Ouest et de la Vilaine. Si la démarche proposée est similaire à celle précédemment présentée pour la rivière Selke, il est intéressant de noter les différentes méthodologiques (prise en compte des incertitudes) et de résultats. Le bassin versant de l'Yvel est sur schiste briovérien, comme le bassin versant de Kervidy-Naizin de l'ORE Agrhys (annexe A), et agricole à 75%, le reste étant constitué de forêt et de zones artificialisées (Fig 4.15).

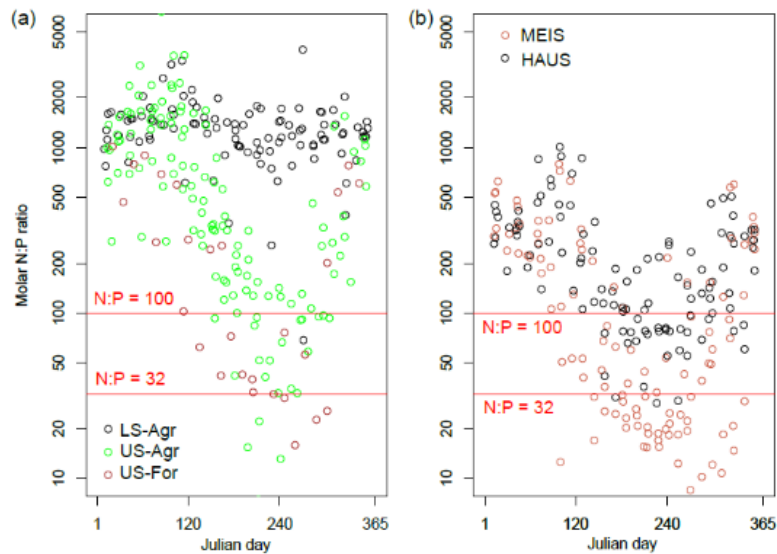


FIGURE 4.14 – Variabilité saisonnière des ratio molaires N :P pour les trois bassins versants élémentaires LS-Agr, US-Agr, US-For (a) et pour les stations situées sur le cours d'eau principal Meisdorf et Hausneindorf. Les deux seuils représenté N :P=100 et N :P=32 sont des seuils issus de la littérature pour lesquelles on bascule d'une production primaire limitée par P à une production primaire limitée par N.

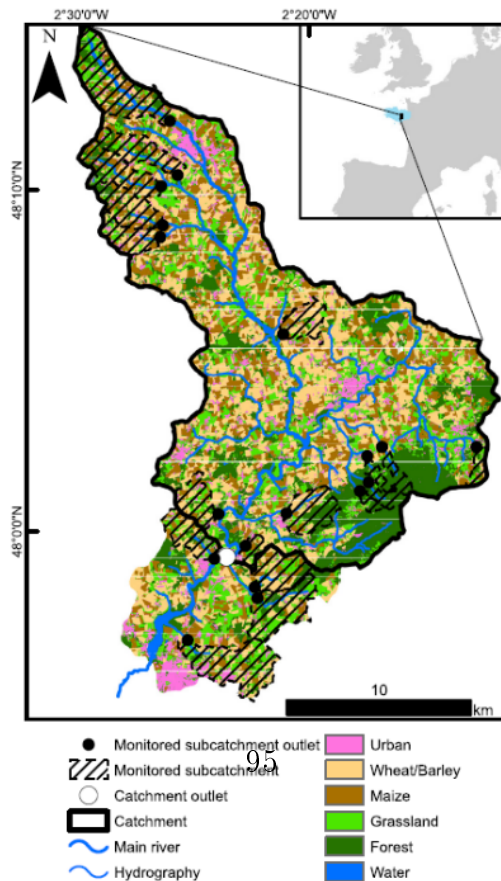


FIGURE 4.15 – Usage des sols du bassin versant de l'Yvel et positionnement des points de suivi le long du réseau hydrographique.

Contrairement à la Selke, il est difficile d'identifier des unités de paysage clairement contrastées, et de mettre en place un suivi de sous-bassins versants élémentaires archétypaux. Nous avons donc mis en place un suivi périodique (hebdomadaire) dans 18 sous-bassins versants (1-13 km²) sélectionnés pour couvrir les gradients d'usage des sols, topographie, pluviométrie, etc. présents dans le bassin versant de l'Yvel. Un modèle random forest associé à un algorithme de clustering permet d'attribuer, pour chaque sous-bassin versant non suivi et pour chaque date, la concentration d'un bassin versant suivi. Ce modèle étant stochastique, on n'obtient pas une valeur unique de concentration pour chaque sous-bassin versant et chaque date, mais un ensemble de valeurs issues de 10 000 tirages Monte-Carlo. Cette modélisation stochastique permet d'associer une incertitude aux résultats de simulation (Fig 4.16).

La comparaison des concentrations simulées par un modèle de mélange des signaux issus des bassins versants élémentaires avec la concentration effectivement mesurée à l'exutoire permet, par différence, de quantifier l'effet des transformations dans le réseau hydrographique et son voisinage (zone hyporhéique, zone humide riparienne alimentée par des flux amont). L'influence du réseau hydrographique atteint son maximum en période de basses eaux, avec une production apparente de DOC de +50%, une rétention apparente de nitrate pouvant atteindre -100% et une rétention apparente de phosphore de -50%. Ces processus de rétention / production apparente n'influencent les flux annuels que de manière plus anecdotique et incertaine, car l'essentiel des flux se produit en hiver quand le transport dans le réseau hydrographique est quasi-conservatif. Nos estimations montrent qu'à l'échelle annuelle, la rétention du flux de nitrate dans le réseau hydrographique n'est que de -10%, la production apparente de DOC de +25%, et la rétention de phosphore nulle. Cette dernière estimation signifie que la rétention apparente de phosphore en basses eaux est compensée par une remobilisation en hiver.

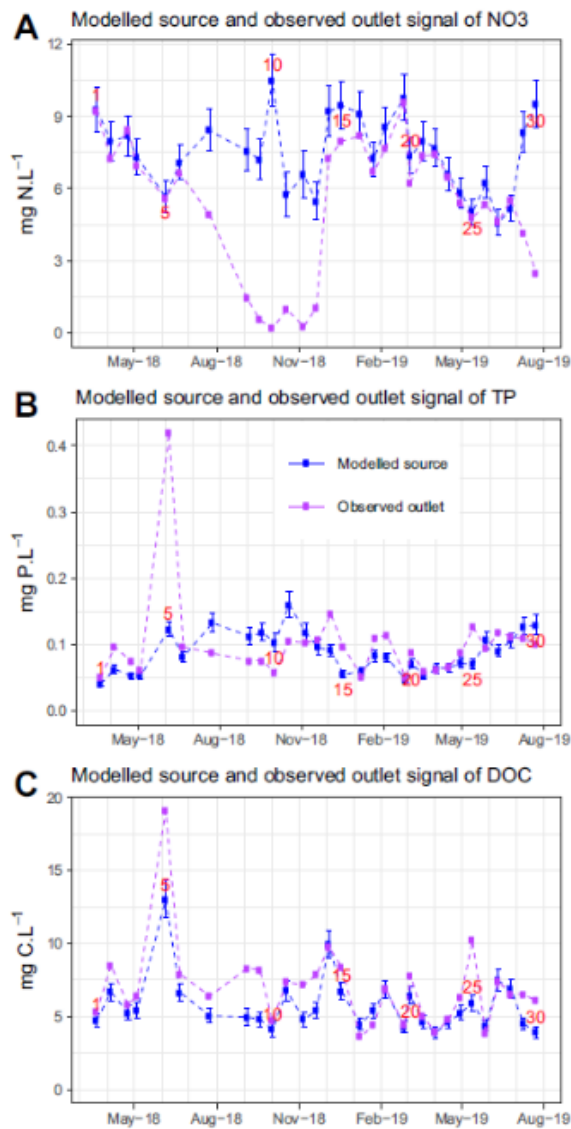


FIGURE 4.16 – Comparaison du modèle de mélange des concentrations issues des bassins versants élémentaires avec les concentrations effectivement mesurées à l'exutoire pour nitrate, phosphore total (TP) et carbone organique dissous (DOC) (Casquin et al., 2021)

Ces résultats montrent que, dans un objectif de réduction des concentrations en nitrate et phosphore en été, il peut être intéressant de relocaliser les activités agricoles les plus émettrices de pollution dans les parties amont pour maximiser l'effet de rétention – permanente pour nitrate et transitoire pour phosphore – dans le réseau hydrographique. Ce type de mesure seule,

cependant, ne permet pas d'atteindre tous les objectifs qu'on peut envisager pour un bassin versant comme l'Yvel car i) les flux annuels sont peu affectés par la rétention in-stream, alors que la baisse des flux annuels et souvent un objectif prioritaire dans le cas où la masse d'eau aval à protéger est un plan d'eau comme c'est le cas dans l'Yvel (Stamm et al., 2014) ; ii) simplement relocaliser les activités agricoles vers l'amont pour mieux protéger l'aval peut conduire à une détérioration de la qualité de l'eau dans les cours d'eau de petits ordres, déjà souvent négligés.

A retenir

Sur une large gamme d'échelles spatiales, les travaux sur la persistance des motifs spatiaux de la qualité de l'eau ont montré qu'un échantillonnage unique permettait de distinguer les zones aux concentrations élevées de celles aux concentrations basses, même si les concentrations mesurées n'était pas représentatives des concentrations moyennes. Cela est dû au fait que, pour les solutés et les échelles spatiales étudiés, la variabilité spatiale était supérieure à la variabilité temporelle et que leur dynamique temporelle présentait un certain degré de synchronie. Sur la base de cette propriété des variations spatio-temporelle de la chimie de l'eau, il a été possible d'analyser la variabilité spatiale des concentrations en nitrate et phosphore sur un nombre important de bassins versants suivis à basse fréquence. En utilisant un indice décrivant la configuration spatiale des paysages, en l'occurrence la position des parcelles agricoles vis-à-vis du cours d'eau et des zones d'accumulation de flux, j'ai montré qu'on ne pouvait pas mettre en évidence un rôle important de la configuration du paysage telle que décrite par cet indice sur les transferts de nitrate, à l'inverse du phosphore. Ce résultat est cohérent avec la connaissance des voies de transfert du nitrate et du phosphore, plutôt via la nappe pour le nitrate et plutôt par la (sub)surface donc plus interceptable par les structures du paysage pour le phosphore. En plus de ré agencer les paysages au sein des versants, on peut envisager de maximiser la rétention dans les cours d'eau au moment où cela compte le plus en ré agencant les unités de paysages au sein d'un bassin versant de méso-échelle.

Chapitre 5

Bilan et perspectives

5.1 Regard rétrospectif sur mon parcours de chercheur

La synthèse des travaux présentés dans les trois chapitres précédents résume environ 12 ans de carrière dans un collectif, l'UMR SAS, à qui je dois beaucoup. C'est aussi la suite d'une formation d'ingénieur agronome à Agro-ParisTech, au cours de laquelle j'ai toujours été un "bon élève", c'est-à-dire quelqu'un qui comprend très vite comment réussir un examen. J'ai mené ma thèse et les travaux qui ont suivi de la même manière : en observant et en reproduisant les méthodes permettant de parvenir à l'objectif, avec une prise de risque limitée. Les travaux auxquels j'ai contribué ont surtout permis de confirmer des connaissances antérieures, préciser des ordres de grandeur, ou décliner ces connaissances dans des contextes différents. Dans un contexte où les connaissances scientifiques sont parfois contestées ou ignorées dans les débats publics, renforcer ou préciser des connaissances reste utile. Je souhaiterais néanmoins à l'avenir contribuer à des travaux plus novateurs d'un point de vue scientifique ou plus utiles pour l'action, et cela passera par davantage de collaboration et d'interdisciplinarité.

Pour mener mes recherches, j'ai bénéficié d'un positionnement relativement déserté en France, hormis à l'UMR SAS : celui de "catchment scientist" spécialiste des pollutions diffuses agricoles, à l'interface entre agronomie, science du sol, hydrologie. De nombreux autres collègues en France traitent de la question des pollutions diffuses agricoles, mais souvent avec un point de vue plus disciplinaire, ou interdisciplinaire mais privilégiant des approches de "modélisation intégrée" assez différentes des approches parcimonieuses basées sur les données que je privilégie. J'ai aussi bénéficié de bases de données long-terme sous-exploitées en France : les bases de données publiques nationales

ou régionales, et les observations environnementales dans les observatoires de recherche dont Agrhys (Annexe A). Disposer de ces bases de données, grâce au travail de nombreuses personnes, est un privilège que les scientifiques de peu d'autres pays peuvent profiter. Par exemple, je disposais au début de ma thèse - grâce au travail de ma directrice de thèse et à celui des techniciens de l'UMR - d'un jeu de données de suivi d'une cinquantaine de crues ! Et suite à cette thèse, nous avons engagé un suivi continu du phosphore depuis 2016 que je suis actuellement en train de valoriser, sans qu'un financeur nous ait pressé de le mettre en valeur au bout d'un temps trop court pour en extraire des connaissances nouvelles. Il est donc important de militer pour le maintien de ces suivis de l'environnement, indispensables à l'élaboration de connaissances et pour le pilotage de l'action. Les fréquents aller-retours que je fais entre notre bassin versant de recherche, les données publiques nationales et régionales, et des projets ponctuels sur des bassins versants à enjeux est emblématique des travaux de l'UMR SAS. C'est aussi probablement un héritage de ma directrice de thèse Chantal Gascuel, qui après avoir encadré mon premier CDD sur les flux de N et P à l'échelle France, m'a proposé une thèse sur les transferts de P dans un bassin versant de recherche.

Pour la suite de mes recherches, je souhaiterais travailler davantage avec des équipes françaises et dans le cadre de projets. Cela contrasterait avec mes travaux passés pour lesquels les collaborations se sont faites surtout de manière informelle, et davantage avec des collègues proches dans l'UMR ou plus éloignés à l'étranger, mais assez peu en France. La création d'un département AQUA à Inrae depuis 2020 représente une formidable opportunité de développer des collaborations au sein de l'institut, en particulier avec des collègues issus de l'ex-IRSTEA. Travailler dans le cadre de projets représente un défi pour moi car, si je parviens à formuler et traiter des questions de recherches une par une, j'ai quelques difficultés à envisager un projet dans son ensemble, avec des work packages rédigés de manière cohérente. Dans les précédents projets où j'ai été impliqué, comme l'INTERREG CPES, je me suis principalement préoccupé de mes tâches avec une vision limitée de l'ensemble ; j'envisage pour les prochains, comme l'ANR GreenSeas engagée en 2023, d'avoir une contribution plus générale et une vision plus englobante. Mon souhait de davantage travailler avec des équipes françaises ou européennes proches est principalement motivé par la possibilité de se rencontrer sans prendre l'avion. L'orientation de mes futurs engagements professionnels tiendra fortement compte des impacts sociaux et environnementaux de nos pratiques de recherche.

Les futures orientations de recherche que j'envisage sont dans la continuité de mes travaux passés, car de nombreuses questions de recherche restent à traiter avec des approches du même type (section 5.2). Il s'agit aussi de

questions et d'approches pour lesquelles je me sens à l'aise pour encadrer des doctorant.e.s, puisque je les maîtrise et que je pense avoir une certaine légitimité pour transmettre les méthodes à mettre en œuvre. L'encadrement de stages et de thèses est une activité dans laquelle je trouve actuellement le plus de sens, je compte poursuivre au rythme d'une thèse à la fois et d'un ou deux stages par an, si les financements le permettent. Je souhaiterais en parallèle mener des recherches plus interdisciplinaires, et plus à risque dans le sens où ma vision du chemin à suivre est moins claire. Le projet interdisciplinaire GreenSeas "Adaptations des systèmes socio-écologiques côtiers vulnérables à l'eutrophisation" est emblématique de ce type d'expérience nouvelle pour moi ; j'ignore encore si ce que j'en tirerai se résumera à une meilleure connaissance des autres disciplines ou si je parviendrai à contribuer à des connaissances transdisciplinaires.

Au-delà de mes activités de recherche, je suis aussi engagé dans la vie scientifique de l'UMR et du département AQUA. Dans l'UMR, je suis co-animateur de l'axe "Ressources" qui regroupe une vingtaine de collègues, je participe au conseil de direction et au conseil scientifique, et co-organise les animations scientifiques hebdomadaires. Je siège également au conseil scientifique du département AQUA. Ces missions au service du collectif sont essentielles pour le bon fonctionnement des équipes, et il est normal que j'en prenne ma part après en avoir tant bénéficié. Pourtant, je ne souhaite pas augmenter mon niveau d'engagement dans les années à venir, pour me concentrer sur mon métier de chercheur. En revanche, je serai intéressé par davantage d'engagement dans des activités d'encadrement, d'enseignement et de vulgarisation scientifique, encore une fois dans ma quête de sens.

5.2 Perspectives de recherche

5.2.1 Changement climatique et qualité de l'eau dans des bassins versants agricoles

Aborder la question des effets du changement climatique en cours et à venir sur la qualité de l'eau est une entreprise particulièrement difficile. En première approche, on pourrait être tenté de s'inspirer des travaux menés en hydrologie sur la prédiction des débits futurs sous scénarios de changement climatique. L'exemple le plus convainquant en France est celui du projet Explore2, qui conduit des modélisations avec des ensembles de modèles et de scénarios sur des bassins versants peu impactés par les activités humaines en France. Ces modélisations alimentent le portail "DRIAS-eau" sur un site internet qui met déjà à disposition des données sur les futurs du cli-

mat (<http://www.drias-climat.fr/>). Pourtant, les modélisations d'Explore2 ne tiennent pas compte des usages de l'eau ni de leur évolution sous l'influence du changement climatique (évolution des prélèvements, du stockage, reuse, etc). Des tentatives de prise en compte des usages sont menées dans d'autres projets en hydrologie. Même sans prise en compte des usages, les modélisations d'Explore2 restent très informatives, à condition que les débits soient peu impactés par les usages humains pendant la période de calibration.

Une telle hypothèse n'est à mon avis pas envisageable pour la modélisation des pollutions diffuses agricoles, car les apports de N, P et pesticides sont déjà fonction du climat pendant la période actuelle utilisée pour la calibration, et on ne peut pas envisager qu'ils ne changent pas dans un climat différent. Envisager des modélisations des transferts de N, P et pesticides à l'exutoire de bassins versants agricoles devrait donc passer par un rigoureux travail de construction de scénarios agricoles réalistes et compatibles avec la connaissance que nous avons des climats futurs. Il est aussi possible qu'il faille passer par des modélisations à base physique, qui sont toujours plus gourmands en paramétrisation pour les modèles agro-hydrologiques que pour les simples modèles hydrologiques. Je pourrais contribuer à une telle entreprise mais certainement pas en être le chef de file tant la tâche est grande et les enjeux d'élaboration de scénarios et calibration de modèles éloignés de mes centres d'intérêt. Le recrutement d'un.e chercheur.se dédié.e à ces questions dans l'UMR en 2024 nous permettra d'initier une réflexion sur la manière de se lancer dans des travaux de ce type, que j'envisage en collaboration avec les équipes d'Explore2.

Une autre manière de capitaliser sur les travaux de modélisation hydrologique tels qu'Explore2 serait de leur associer des relations concentration-débit réalistes et cohérentes avec celles observées dans les différents climats dans une logique de "trading space-for-time". Dans une telle approche, il s'agirait de régionaliser des relations concentration-débit sur des données existantes, en fonction de descripteurs du climat, en tirant partie de la diversité des climats actuels en France ou en Europe. Ensuite, il s'agirait d'assigner des relations concentrations-débit cohérentes avec les climats futurs (éventuellement en tenant compte de scénarios simples d'orientation de l'agriculture vers les productions animales ou végétales) dans un cadre Bayésien (voir Singh et al., 2011).

Une troisième manière envisageable d'étudier les impacts du changement climatique sur la qualité de l'eau est de se limiter à des approches rétrospectives similaires à celles présentées dans la section 3.4, et d'isoler dans les chroniques passées les événements climatiques extrêmes dont on pense voir augmenter la fréquence dans le futur. Ce type d'approche donne une vision forcément partielle des transferts dans des conditions futures car il ne permet

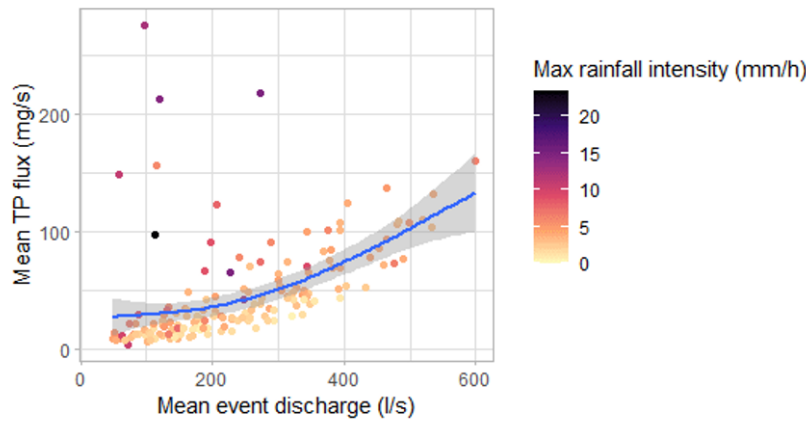


FIGURE 5.1 – Relation entre débit moyen et flux de phosphore total (TP) pour 164 crues identifiées dans le bassin versant de Kervidy-Naizin entre 2016 et 2023. La couleur indique l'intensité de pluie horaire atteinte pendant l'évènement pluvieux ayant provoqué la crue.

pas de tenir compte des adaptations de l'agriculture ni du fait que de tels évènements, s'ils deviennent fréquents, n'auront pas les mêmes conséquences que dans les conditions actuelles où ils sont rares. La Figure 5.1 montre un exemple d'étude rétrospectives des pluies extrêmes sur les transferts de phosphore. Dans cet exemple, on observe que dans la majorité des évènements de crue, une relation croissante monotone se dessine entre débit et flux de phosphore. Des évènements de pluies à forte intensité (>10 - 15 mm/h) se détachent néanmoins de cette relation et exportent jusqu'à dix fois plus que ce que prédirait une relation calibrée sur les évènements non-extrêmes. Une telle approche permet d'apprécier les conséquences d'évènements extrêmes, avec les limites précédemment présentées. Des travaux similaires peuvent être envisagés pour des évènements d'étiage extrême. Enfin, il est possible, dans une approche de « trading space-for-time », d'identifier des endroits où des conditions environnementales extrêmes existent actuellement et qui pourraient devenir plus communes à l'avenir. C'est l'exemple des rivières intermittentes, dont j'étudie en ce moment le fonctionnement biogéochimique C, N, P dans le cadre de la thèse d'Andrés Casanova co-encadrée avec Ophélie Fovet et Anne Jaffrézic.

5.2.2 Temps de transit et tendances long-terme des concentrations et flux

Les modélisations que j'ai menées sur les temps de transit du nitrate souffrent d'un problème d'équifinalité puisqu'il est difficile avec les données mobilisées de contraindre les paramètres qui déterminent la part de l'azote stocké durablement ou dénitrifié. D'autres ont rencontré la même difficulté, et des propositions pour lever ce problème ont été faites : i) utiliser des modèles toujours parcimonieux mais avec un degré plus élevé de réalisme physique permettant de fixer les valeurs de certains paramètres (Van Meter et al., 2017) ; ii) utiliser des données supplémentaires telles que des teneurs en azote organique du sol et des valeurs de lixiviation mesurée pour contraindre les paramètres (Dessirier et al., 2023). En France, la base de données d'analyse de terre (BDAT), que je n'ai mobilisée dans mon travail que de manière qualitative jusqu'à présent, et le réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) pourraient apporter une information utile pour calibrer les modèles. De même il serait possible de compiler des informations sur la lixiviation dans les régions où des données existent.

Dans des bassins versants de recherche où des données de traceurs existent (chlorure ou isotopes stables de l'eau), il est possible de calibrer des modélisations hydrologiques réalistes du point de vue des temps de transit de l'eau. C'est l'objet d'un projet "paris scientifique" du département AQUA, en cours avec des collègues d'Inrae Lyon et Anthony. Sur la base d'une modélisation où l'hydrologie est représentée de manière réaliste, il est plus facile d'envisager une représentation des transferts et rétention de l'azote, à la manière de Benettin et al. (2021). En complément des traceurs conservatifs, il est possible pour contraindre les modèles de s'attacher à reproduire des signature hydrochimiques comme des relations concentration-débit.

D'autres questions de recherche en lien avec les tendances long-terme de la chimie de l'eau peuvent être traitées sans utiliser impérativement des modèles hydrologiques. C'est le cas par exemple des tendances récentes observées pour le phosphore et le DOC. Pour le phosphore, plusieurs régions agricoles dans le monde constatent une ré augmentation des concentrations, surtout des formes dissoutes, après plusieurs décennies de baisse (e.g. Scavia et al., 2014). Plusieurs hypothèses sont avancées, dont l'accumulation de phosphore dans des zones tampon ou à la surface du sol suite à l'introduction de pratiques agricoles sans labour, le changement climatique, etc. (Jarvie et al., 2017). Mes observations des données publiques en Bretagne suggèrent elles aussi des ré augmentations dans certains bassins versants mais pas tous. Il serait intéressant d'identifier ce qui distingue les bassins versants où les concentrations en phosphore ré augmentent des autres, en particulier

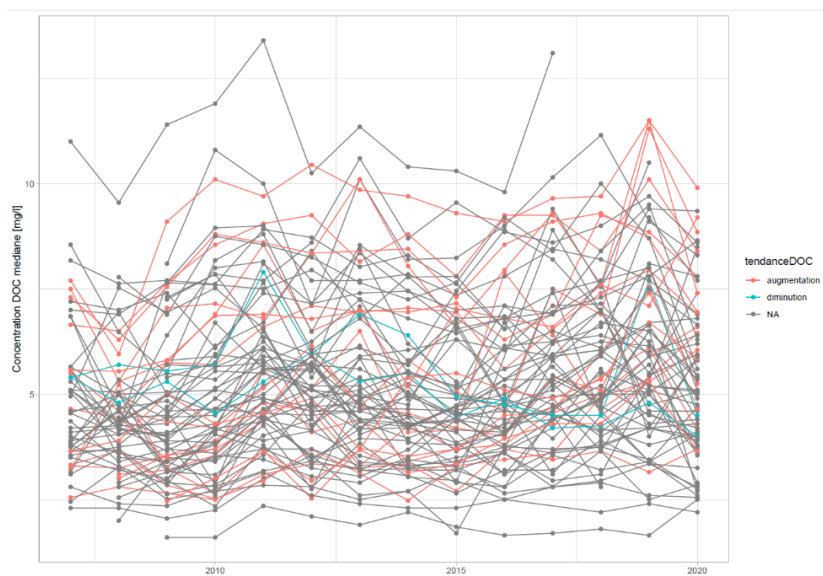


FIGURE 5.2 – Tendance long-terme de la concentration médiane annuelle en carbone organique dissous (DOC) de 79 bassins versants bretons entre 2007 et 2020. Parmi les 79 bassins versants indépendants, 17 montrent une tendance à la hausse et 2 une tendance à la baisse. Travail préliminaire à partir des données publiques de la base de données Naiades.

du point de vue de la prédominance des sources ponctuelles et diffuses. En parallèle, j'envisage un projet d'expérimentation sur les dynamiques de rejets des stations d'épurations rurales de Rennes métropole, puisque la plupart disposent d'une possibilité de stockage et la question du timing du relargage de l'eau traitée a des conséquences sur les dynamiques du phosphore et plus généralement sur le fonctionnement écologique des rivières. Enfin, j'envisage d'apporter une contribution aux débats passionnés qui animent la communauté scientifique travaillant sur l'augmentation des concentrations en DOC dans les bassins versants (essentiellement peu anthropisés) de l'hémisphère nord, en apportant un regard différent appuyé par les données de nos bassins versants agricoles. Une analyse préliminaire menée dans le projet Marie Curie COSTREAM, dans lequel j'encadre le postdoctorat de Thibault Lambert, a montré que la plupart des bassins versants bretons ne montraient pas de tendance monotone pour le DOC, alors que les tendances négatives pour le nitrate étaient presque générales sur la période 2007-2020. La plupart des tendances significatives pour le DOC étaient des augmentations et il nous reste à identifier les facteurs de contrôle de ces tendances positives (Figure 5.2).

5.2.3 Intégration d'autres composantes de la qualité de l'eau

Les travaux auxquels j'ai participé ont contribué à la compréhension des mécanismes de transfert de diverses formes de N, P et MOD entre les sols agricoles et les cours d'eau. D'autres éléments constitutif de la qualité de l'eau pourraient être intégrés à l'analyse en s'inspirant des approches développées pour les nutriments, et en premier lieu les pesticides.

Comme pour les nutriments, de nombreux pesticides et leurs métabolites sont mesurés dans les suivis réglementaires de la chimie de l'eau. Du fait du coût élevé de chaque analyse, les pesticides sont mesurés à basse fréquence temporelle et parfois avec des rythme d'échantillonnage irréguliers. Il est courant, par exemple, de combiner un échantillonnage régulier (dit "calendaire") avec un échantillonnage en crue (dit "par temps de pluie"). Ce suivi en crue biaise l'échantillonnage, en surreprésentant des moments où les molécules recherchées peuvent être soit plus concentrés (dans le cas de pesticides exportés en crue) soit moins concentrés (dans le cas de pesticides ou métabolites dilués en crue) que donnerait un échantillonnage régulier à haute fréquence. Cette stratégie d'échantillonnage est particulièrement adaptée pour identifier les molécules présentes, car une grande diversité de conditions hydrométéorologiques est capturée par peu de dates de suivi. Il ne permet pas, cependant, de calculer des métriques d'évaluation de la qualité de l'eau telles que des quantiles, la moyenne ou des fréquences de dépassement de seuils réglementaires.

Des méthodes existent pour reconstituer des chroniques journalières de pesticides à partir de relations concentration-débit similaires à celles développées pour les nutriments. C'est le cas des modèles de l'USGS regroupés dans le package R *SeaWaveQ* (Ryberg et York, 2020). J'ai pu tester ces modèles empiriques sur les données de suivi des captages de Rennes Métropole entre 2015 et 2020 ; la performance de ces modèles est variable selon les molécules et de nouveaux essais sont prévu dans le projet ENVEZH dès 2024. Ajouter 4 années de données supplémentaires permettra d'augmenter le nombre de mesures dépassant les limites de quantification, et ainsi de mieux calibrer ces modèles. L'objectif de ce projet sera de reconstituer des chroniques journalières pour des pesticides d'intérêt et leurs métabolites, calculer des métriques d'évaluation de la qualité de l'eau et analyser des tendances. Nous pourrons aussi proposer une typologie des comportements des pesticides selon leur dynamique saisonnière et en crue et, par analogie avec les nutriments dont les mécanismes de transfert sont bien connus, en déduire les principaux facteurs de contrôle de leur transfert. Ces chroniques journalières reconstituées seront aussi utiles pour évaluer la performance de capteurs passifs de pesticides,

eux-aussi déployés dans le cadre du projet ENVEZH.

Le "bon état" des cours d'eau au sens de la directive européenne sur l'eau regroupe non seulement le "bon état chimique" mais aussi le "bon état écologique". J'envisage, via des collaborations, d'améliorer la connaissance des liens entre l'état chimique et l'état écologique. Des prémices de tels travaux ont été menés dans le cadre du projet INTERREG CPES sur le lien entre teneur en nutriment et abondances de cyanobactérie, en collaboration avec l'équipe ECOBIO de Rennes. Ces collaborations devraient se poursuivre, par exemple dans le cadre d'un projet en cours d'élaboration sur la dynamique des rejets domestiques riches en phosphore et leur impact sur le périphyton.

5.2.4 Influence des éléments du paysage et de leur organisation spatiale sur la qualité de l'eau

J'envisage trois approches complémentaires pour étudier l'influence des éléments du paysage et de leur organisation spatiale sur la qualité de l'eau. La première consisterait à mettre en place des suivi in-situ, à la manière des suivis conduits sur des zones humides ripariennes (cf. section 2.4), mais sur une plus grande diversité d'éléments du paysage. En particulier, j'aimerais approfondir la connaissance sur l'arbre et la haie, et sur les réactions biogéochimiques dans le réseau hydrographique. De nombreux travaux existent sur l'effet des haies sur les transferts de solutés (e.g. Grimaldi et al., 2012; Thomas et Abbott., 2018) mais ils aboutissent rarement à des quantifications de leurs effets (voir cependant Benhamou et al. 2013). J'ignore encore comment aborder la question par un suivi in-situ qui dépasserait les limites des précédentes tentatives. Concernant l'effet des transformations in-stream, nous avons équipé le site d'Agrhys de mesure d'oxygène depuis 2020, ce qui nous permettra de quantifier le métabolisme de ruisseaux de petits ordres en contexte d'agriculture intensive, et ses interactions avec les cycles C, N, P.

J'envisage ensuite de poursuivre le développement d'indices tels que le Landscape Distribution Index (section 4.3) dans l'objectif d'intégrer davantage d'éléments du paysage, en particulier les éléments linéaires comme les haies. Cette idée représente à la fois un défi en termes de données disponibles sur les linéaires de haies et en terme de formalisme, pour conserver une modélisation parcimonieuse en paramètres.

Enfin, il est envisageable d'utiliser les atlas de paysage (Bourget et Le Dû-Blayo, 2010) et d'analyser si de petits bassins versants localisés dans des entités paysagères distinctes présentent des concentrations en C, N, P différentes. Des résultats préliminaires montrent que, parmi les 5 grandes familles de paysage présentes en Bretagne, deux paires se distinguent de

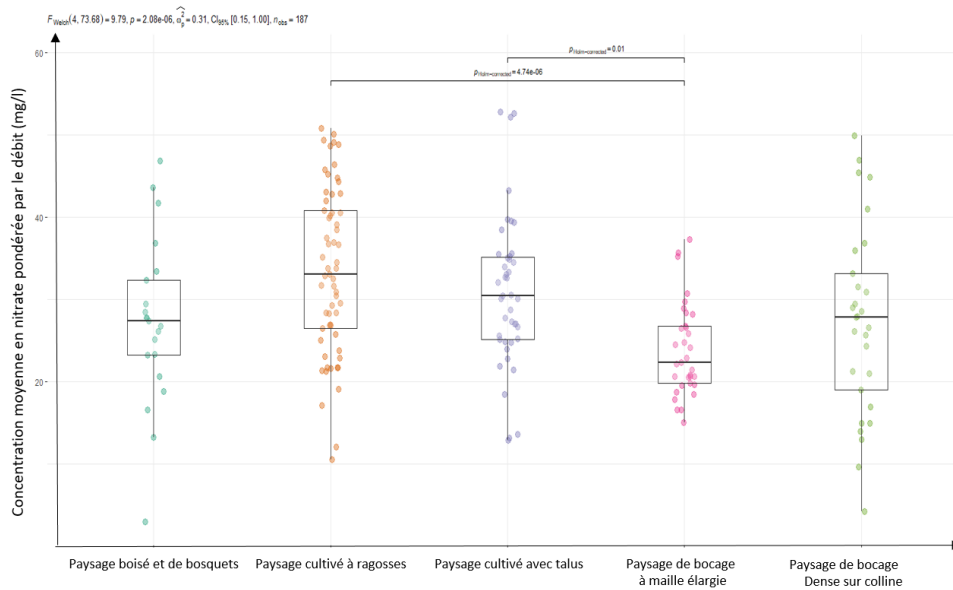


FIGURE 5.3 – Concentration en nitrate dans 225 bassins versants localisés dans les cinq principales familles de paysage en Bretagne. Les concentrations des deux paysages cultivés "à ragosses" et "avec talus" se différencient de celle des paysages de "bocage à maille élargie".

manière significative du point de vue des concentrations moyennes en nitrate et orthophosphate (Figure 5.3). Ce travail pourrait être élargi à d'autres variables de l'environnement suivies en Bretagne (dont des variables "sol") et les différences significatives interprétées en fonction des mécanismes de contrôle connus.

Annexe A

L'ORE AgrHys, un site central pour mes travaux

La majorité des travaux présentés dans ce chapitre sont des interprétations de données environnementales acquises dans l'observatoire de recherche en environnement Agrhys, en particulier dans le bassin versant de Kervidy-Naizin (Fovet et al., 2018 ; Gascuel-Oudoux et al., 2018). Je choisis donc de présenter cette infrastructure de recherche, centrale pour mes travaux comme pour ceux de tant d'autres collègues, de manière détaillée ici. Les autres zones d'étude que j'ai mobilisées, soit pour documenter d'autres contextes agro-pédo-climatiques, soit pour en apprendre davantage sur Kervidy-Naizin par comparaison, seront présentées au fil des chapitres.

Le bassin versant de Kervidy-Naizin est situé en centre Bretagne, dans le Morbihan, à 20 km de la ville de Pontivy. Les premiers travaux scientifiques sur ce site remontent à 1971, avec l'installation par le CEMAGREF d'une station de jaugeage et d'un suivi de la qualité de l'eau au lieu-dit Stimoës. Le bassin versant étudié faisait alors 12 km², et avait pour but d'observer l'évolution de la qualité de l'eau en réponse au remembrement agricole (1971 - 1976). Suite à l'installation d'une usine agroalimentaire, puis d'un étang de loisir en 1991, la station de suivi Stimoës a été progressivement abandonnée au profit d'un sous bassin versant exclusivement agricole situé dans la partie amont du bassin versant d'origine. Ce sous bassin versant de 5 km², appelé Kervidy-Naizin, a fait l'objet d'un suivi du débit par l'INRA puis Inrae depuis 1993 et d'un suivi de la qualité de l'eau depuis 2000, date de l'abandon définitif de la station de Stimoës.

Aujourd'hui, le bassin versant de Kervidy-Naizin est l'un des deux sites de l'ORE AgrHys, avec celui des bassins versants de Kerbernez (Finistère). Il fait également partie du réseau national des observatoires de la zone critique OZCAR et du réseau européen eLTER (Gaillardet et al., 2018).

A.0.1 Milieu physique et activités agricoles

Kervidy-Naizin draine un ruisseau intermittent d'ordre 2, le Coët Dan, affluent de l'Evel, lui-même affluent du Blavet. Son point le plus bas est à 93 m au-dessus du niveau de la mer et son point le plus haut est à 135 m ; les pentes des versants sont inférieures à 5%. Le socle géologique du bassin de Kervidy-Naizin est constitué de schistes briovériens (Protérozoïque supérieur) fissurés et fracturés. La composition minéralogique du schiste inclut, en proportion décroissante : du quartz, de la muscovite, des chlorites, des feldspaths (Pauwels et al., 1998). Au-dessus du socle considéré imperméable, une couche d'altérite aux propriétés hydriques proches de celles du sol s'étend sur une profondeur comprise entre quelques mètres en bas de versant jusque 30 mètres en haut de versant. La conductivité hydraulique et la porosité totale de l'altérite varient entre $8 \cdot 10^{-6}$ et $5 \cdot 10^{-5}$ m s⁻¹ et entre 0.05 et 0.2 m³ m⁻³, respectivement (Molenat et Gascuel-Oudou, 2002). La couche d'altérite abrite une nappe superficielle qui fluctue saisonnièrement entre 0 et 2 m en bas de versant et 2 et > 8 m en haut de versant. Les sols de Kervidy-Naizin, développés sur un matériau limoneux issu de l'altération du schiste et de dépôts quaternaires, présentent un faciès limoneux à limoneux-argileux. Ils contiennent un grand nombre de phases minérales secondaires incluant illite, smectite, kaolinite et des oxydes de fer et oxy-hydroxydes de fer variés, et des oxydes de manganèse. Leur profondeur varie de 35 cm à 1 m, ils sont acides (pH de 5 à 7 en surface) et riches en matière organique (3 à 7 %). Les sols de Kervidy-Naizin s'organisent en fonction de la topographie : en haut de versants dominant des Luvisols bien drainés tandis que dans les bas de versants se trouvent des Luvisols-redoxisols présentant des traits hydromorphiques (Figure A.1)

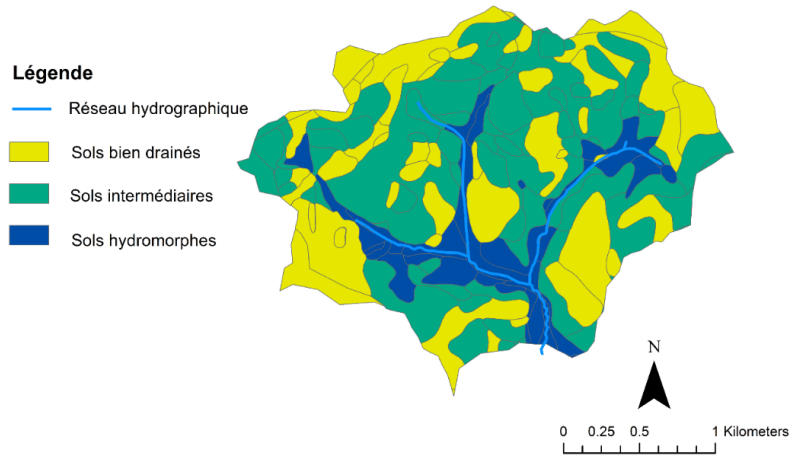


FIGURE A.1 – Hydromorphie des sols du bassin versant de Kervidy-Naizin.

Le climat est tempéré océanique, avec des précipitations et un débit spécifique atteignant en moyenne respectivement 810 ± 150 mm et 296 ± 150 mm entre 2002 et 2017. La température moyenne annuelle est de $11.2 \pm 0.6^\circ\text{C}$ et le nombre de jours où la température moyenne est négative est de onze en moyenne par an ; il neige très rarement sur le bassin versant. La période la plus humide s'étend d'octobre à février ; s'il pleut régulièrement tout au long de l'année, l'évapotranspiration élevée en été conduit au tarissement du ruisseau quasiment chaque année d'août à octobre. Les mois les plus chauds sont juillet et août (Figure A.2).

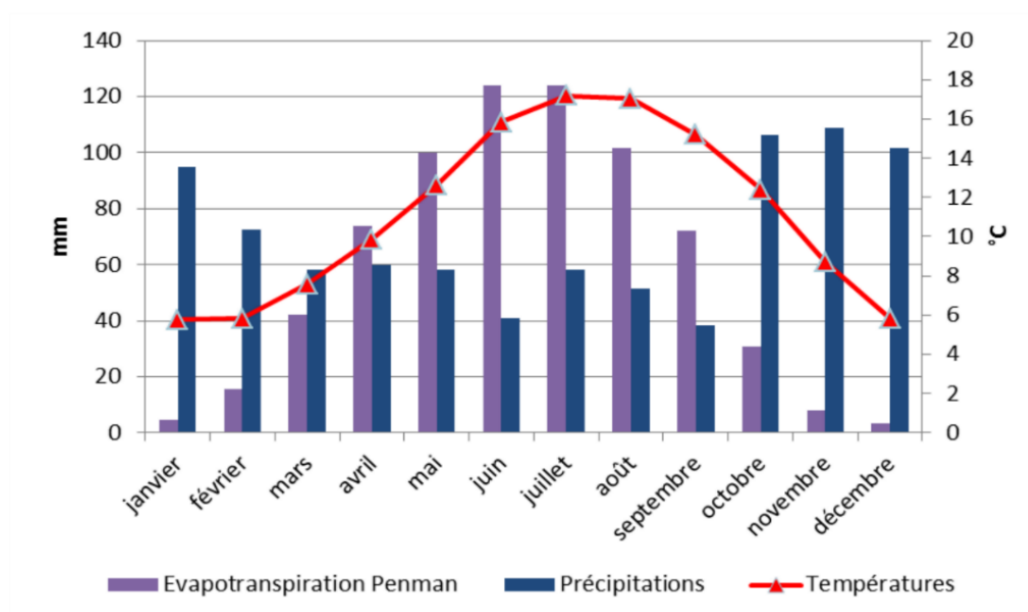


FIGURE A.2 – Température, précipitations et évapotranspiration potentielle mensuelles à Kervidy-Naizin (données 2000-2014)

Le bassin versant de Kervidy-Naizin est le lieu d'une agriculture intensive où dominent les productions animales hors-sol (bovins lait, porcs). La densité animale estimée est de 13 UGB (unités gros bovin) ha⁻¹, soit un surplus d'azote de 36 kgN ha⁻¹ et un surplus de phosphore de 12 kgP ha⁻¹ en 2013. L'usage des sols était à 85% agricole en 2013, dont 35% de céréales, 36% de maïs, 16% de prairies, 10% de légumes de plein champ et 3% de colza (Figure A.3).



FIGURE A.3 – Photo aérienne montrant le paysage de Kervidy-Naizin (Air Papillon 2011).

A.0.2 Dispositif de suivi long terme

Le suivi long terme sur le bassin versant de Kervidy-Naizin comporte des mesures à l'exutoire, le long de deux transects et au niveau de la station météo du Toulo (Figure A.4). A l'exutoire, le débit est suivi au pas de temps de 1 min au niveau d'une station de jaugeage située à l'aval d'un pont, dans une zone peu pentue. La station comporte un seuil rectangulaire à deux largeurs (Figure A.5), la hauteur d'eau est mesurée dans un bac tranquilisateur par un codeur à flotteur (Thalimèdes OTT, précision : 1mm). La courbe de tarage a été établie par Carluer (1998) et est régulièrement vérifiée par des jaugeages au sel.

L'exutoire est aussi le lieu d'un échantillonnage manuel journalier à approximativement la même heure chaque jour (16 :00 - 18 :00) depuis 2000. Les éléments mesurés quotidiennement sont les anions majeurs (nitrate, sulfate, chlorure mesurés par chromatographie ionique DIONEX DX 100) et le carbone organique dissous (mesuré par un analyseur de carbone Shimadzu TOC 5050A). La fréquence d'échantillonnage pour le phosphore réactif filtré (SRP), le phosphore total (TP) et les matières en suspension (MES) est passée de tous les 6 jours entre 2007 et 2013 à journalière entre 2013 et 2022. Les échantillons prélevés pour le SRP sont filtrés immédiatement sur site (filtres en acétate de cellulose $< 0.45 \mu\text{m}$), puis analysés par spectrométrie après réaction avec le molybdate d'ammonium. Les échantillons prélevés pour le TP ne

sont pas filtrés, ils sont digérés par réaction avec le potassium peroxydisulfate puis dosés comme le SRP. Les MES sont mesurées par pesée après filtration ($< 0.45 \mu\text{m}$). En complément du suivi périodique avec échantillonnage manuel, des échantillonneurs automatiques ISCO sont utilisés pour prélever des échantillons en crue : entre 3 et 8 crues sont ainsi couvertes chaque année, avec 7 - 24 échantillons analysés à chaque fois. En plus des prélèvements manuels et automatique, des capteurs mesurent la turbidité, la température et la conductivité à un pas de temps de 10 min et un spectromètre UV-Vis permet un suivi indirect des nitrates et du carbone organique dissous à un pas de temps de 20 min depuis 2011. Enfin, depuis 2016, un analyseur en ligne de phosphore Phosphax (Hach-Lange) mesure le phosphore total et le phosphore réactif total (sans filtration) au pas de temps de 30 minutes.

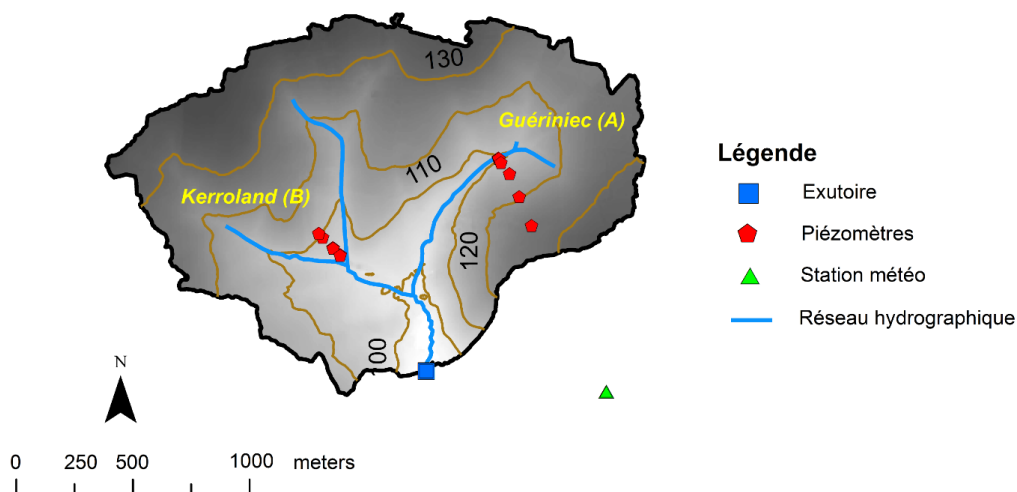


FIGURE A.4 – Localisation des principaux instruments de mesure dans le bassin versant de Kervidy-Naizin.



FIGURE A.5 – Photo du seuil à l'exutoire du bassin versant de Kervdiy-Naizin.

Actuellement, un réseau de 10 piézomètres localisés le long de deux transects (Guériniac et Kerroland) permet de mesurer la hauteur de nappe ainsi que la chimie de l'eau souterraine (Figure A.4). Depuis 2009, les instruments utilisés pour mesurer les niveaux de nappe sont des capteurs de pression (Orpheus OTT, précision constructeur : 2 mm) qui fonctionnent au rythme d'une mesure toutes les 15 minutes ; ces appareils mesurent aussi la température à la même fréquence. La chimie de l'eau de nappe est analysée trois à quatre fois par an après purge des piézomètres et prélèvement manuel ; les éléments mesurés sont les mêmes qu'à l'exutoire sauf les MES et le TP. Le suivi météorologique est assuré par une station Cimel Enerco 516i localisée à 1,1 km de l'exutoire à l'est du bassin versant. Les paramètres mesurés toutes les heures sont : la pluviométrie, les températures du sol à 10 et 50 cm de profondeur et de l'air à 10 et 50 cm de hauteur, l'humidité de l'air, la vitesse du vent, le rayonnement global, la durée d'insolation, ce qui permet le calcul de l'évapotranspiration potentielle par la formule de Penman.

En plus du suivi long terme, les travaux présentés dans la section 2.4 utilisent des données de suivi plus ponctuel dans la solution du sol de zones humides ripariennes. Ce suivi a eu lieu au cours des années hydrologiques 2013 - 2014 à 2015 - 2016 dans le cadre de plusieurs projets menés avec l'UMR Géosciences Rennes. Le suivi de la solution de sol utilise des pièges à eau (Figure A.6) placés à deux profondeurs (10 - 15 cm et 50 - 55 cm) en

triplicat en deux sites dans la zone d'interception de la nappe avec le sol dans les bas-fonds de Guériniec et Kerroland.

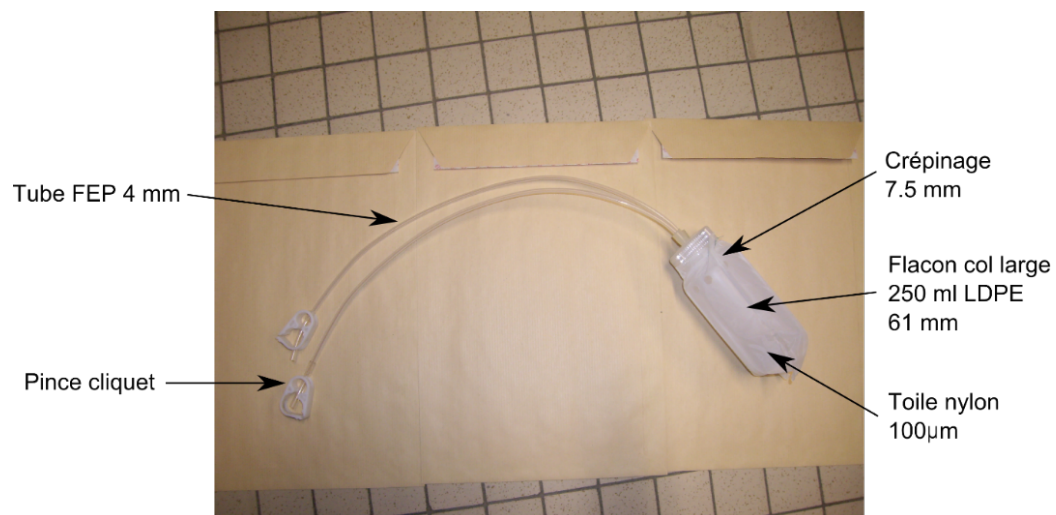


FIGURE A.6 – Photo d'un piège à eau avant installation sur le terrain pour le suivi des eaux des sols de zone humide.

Annexe B

Références bibliographiques

Abbott BW, Moatar F, Gauthier O, Fovet O, Antoine V, Ragueneau O. Trends and seasonality of river nutrients in agricultural catchments : 18 years of weekly citizen science in France. *Science of the Total Environment* 2018 ; 624 : 845-858.

Alexander RB, Smith RA, Schwarz GE, Boyer EW, Nolan JV, Brakebill JW. Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the gulf of Mexico from the Mississippi river basin. *Environmental Science and Technology* 2008 ; 42 : 822-830.

Aubert AH, Gascuel-Oudoux C, Gruau G, Akkal N, Faucheux M, Fauvel Y, et al. Solute transport dynamics in small, shallow groundwater-dominated agricultural catchments : insights from a high-frequency, multisolute 10 yr-long monitoring study. *Hydrology and Earth System Sciences* 2013a ; 17 : 1379-1391.

Aubert AH, Gascuel-Oudoux C, Merot P. Annual hysteresis of water quality : A method to analyse the effect of intra- and inter-annual climatic conditions. *Journal of Hydrology* 2013b ; 478 : 29-39.

Barbieri P, Pellerin S, Seufert V, Smith L, Ramankutty N, Nesme T. Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability. *Nature Food* 2021 ; 2 : 363-+.

Basu NB, Destouni G, Jawitz JW, Thompson SE, Loukinova NV, Darracq A, et al. Nutrient loads exported from managed catchments reveal emergent biogeochemical stationarity. *Geophysical Research Letters* 2010 ; 37.

Basu NB, Van Meter KJ, Byrnes DK, Van Cappellen P, Brouwer R, Jacobsen BH, et al. Managing nitrogen legacies to accelerate water quality improvement. *Nature Geoscience* 2022 ; 15 : 97-105.

Benettin P, Fovet O, Li L. Nitrate removal and young stream water fractions at the catchment scale. *Hydrological Processes* 2020 ; 34 : 2725-2738.

Benettin P, Rodriguez NB, Sprenger M, Kim M, Klaus J, Harman CJ,

et al. Transit Time Estimation in Catchments : Recent Developments and Future Directions. *Water Resources Research* 2022 ; 58.

Benhamou C, Salmon-Monviola J, Durand P, Grimaldi C, Merot P. Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed. *Agricultural Water Management* 2013 ; 121 : 62-72.

Bermejo R, Golden N, Schrofner E, Knöller K, Fenton O, Serrao E, et al. Biomass and nutrient dynamics of major green tides in Ireland : Implications for biomonitoring. *Marine Pollution Bulletin* 2022 ; 175.

Billen G, Aguilera E, Einarsson R, Garnier J, Gingrich S, Grizzetti B, et al. Reshaping the European agro-food system and closing its nitrogen cycle : The potential of combining dietary change, agroecology, and circularity. *One Earth* 2021 ; 4 : 839-850.

Bol R, Gruau G, Mellander PE, Dupas R, Bechmann M, Skarbøvik E, et al. Challenges of Reducing Phosphorus Based Water Eutrophication in the Agricultural Landscapes of Northwest Europe. *Frontiers in marine science* 2018 ; 5.

Bourget E, Le Dû-Blayo L. Définition d'unités paysagères par télédétection en Bretagne : méthodes et critiques. *Norois* 2010 ; 216.

Carluer N, Babut M, Belliard J, Bernez I, Burger-Leenhardt D, Dorioz JM, et al. Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. . Rapport de synthèse. 82 pp + annexes 2016.

Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 1998 ; 8 : 559-568.

Casal L, Durand P, Akkal-Corfini N, Benhamou C, Laurent F, Salmon-Monviola J, et al. Reduction of stream nitrate concentrations by land management in contrasted landscapes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 2019 ; 114 : 1-17.

Casquin A, Dupas R, Gu S, Couic E, Gruau G, Durand P. The influence of landscape spatial configuration on nitrogen and phosphorus exports in agricultural catchments. *Landscape Ecology* 2021 ; 36 : 3383-3399.

Casquin A, Gu S, Dupas R, Petitjean P, Gruau G, Durand P. River network alteration of C-N-P dynamics in a mesoscale agricultural catchment. *Science of the Total Environment* 2020 ; 749.

Cassidy R, Jordan P. Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments : Comparison with near-continuous phosphorus time-series data. *Journal of Hydrology* 2011 ; 405 : 182-193.

Chevassus-au-Louis B, Andral B, Femenias A, Bouvier M. Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération des macroalgues vertes - Application à la situation de la Bretagne et propositions. 2012.

Collins AL, Stutter M, Kronvang B. Mitigating diffuse pollution from agriculture : International approaches and experience. *Science of the Total Environment* 2014 ; 468 : 1173-1177.

Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW, Boesch DF, Seitzinger SP, Havens KE, et al. Controlling Eutrophication : Nitrogen and Phosphorus. *Science* 2009 ; 323 : 1014-1015.

Demay J, Ringeval B, Pellerin S, Nesme T. Halfoglobal agricultural soil phosphorus fertility derived from anthropogenic sources. *Nature Geoscience* 2023 ; 16 : 69-+.

Dessirier B, Blicher-Mathiesen G, Andersen HE, Gustafsson B, Müller-Karulis B, Meter KV, et al. A century of nitrogen dynamics in agricultural watersheds of Denmark. *Environmental Research Letters* 2023 ; 18.

Doody DG, Withers PJA, Dils RM, McDowell RW, Smith V, McElarney YR, et al. Optimizing land use for the delivery of catchment ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2016 ; 14 : 325-332.

Dorioz JM, Wang D, Poulenard J, Trevisan D. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture Ecosystems and Environment* 2006 ; 117 : 4-21.

Dupas R, Abbott BW, Minaudo C, Fovet O. Distribution of Landscape Units Within Catchments Influences Nutrient Export Dynamics. *Frontiers in Environmental Science* 2019a ; 7.

Dupas R, Casquin A, Durand P, Viaud V. Landscape spatial configuration influences phosphorus but not nitrate concentrations in agricultural headwater catchments. *Hydrological Processes* 2023a ; 37.

Dupas R, Causse J, Jaffrezic A, Aquilina L, Durand P. Flowpath controls on high-spatial-resolution water-chemistry profiles in headwater streams. *Hydrological Processes* 2021 ; 35.

Dupas R, Delmas M, Dorioz JM, Garnier J, Moatar F, Gascuel-Oudou C. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* 2015a ; 48 : 396-407.

Dupas R, Ehrhardt S, Musolff A, Fovet O, Durand P. Long-term nitrogen retention and transit time distribution in agricultural catchments in western France. *Environmental Research Letters* 2020.

Dupas R, Fovet O, Aubert AH, Crave A, Salmon-Monviola J, Molénat J. A French hydrologist's research for sustainable agriculture. *Journal of Hydrology* 2023b ; 617.

Dupas R, Gascuel-Oudou C, Gilliet N, Grimaldi C, Gruau G. Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment. *Hydrological Processes* 2015b ; 29 : 3162-3178.

Dupas R, Gruau G, Gu S, Humbert G, Jaffrezic A, Gascuel-Oudoux C. Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus release from riparian wetlands. *Water Research* 2015c ; 84 : 307-314.

Dupas R, Jomaa S, Musolff A, Borchardt D, Rode M. Disentangling the influence of hydroclimatic patterns and agricultural management on river nitrate dynamics from sub-hourly to decadal time scales. *Science of the Total Environment* 2016 : 791-800.

Dupas R, Mellander PE, Gascuel-Oudoux C, Fovet O, McAleer EB, McDonald N, et al. The role of mobilisation and delivery processes on contrasting dissolved nitrogen and phosphorus exports in groundwater fed catchments. *Science of the Total Environment* 2017a : 1275–1287.

Dupas R, Minaudo C, Abbott BW. Stability of spatial patterns in water chemistry across temperate ecoregions. *Environmental Research Letters* 2019b.

Dupas R, Minaudo C, Gruau G, Ruiz L, Gascuel-Oudoux C. Multidecadal trajectory of riverine nitrogen and phosphorus dynamics in rural catchments. *Water Resources Research* 2018a ; 54 : 5327–5340.

Dupas R, Musolff A, Jawitz JW, Rao PSC, Jaeger CG, Fleckenstein JH, et al. Carbon and nutrient export regimes from headwater catchments to downstream reaches. *Biogeosciences* 2017b : 4391–4407.

Dupas R, Salm C. Validation of the Model PLEASE at Site Scale : Alterra Wageningen UR, 2010.

Dupas R, Tavenard R, Fovet O, Gilliet N, Grimaldi C, Gascuel-Oudoux C. Identifying seasonal patterns of phosphorus storm dynamics with dynamic time warping. *Water Resources Research* 2015d ; 51 : 8868-8882.

Dupas R, Tittel J, Jordan P, Musolff A, Rode M. Non-domestic phosphorus release in rivers during low-flow : mechanisms and implications for sources identification. *Journal of Hydrology* 2018b ; 560 : 141-149.

Ebeling P, Dupas R, Abbott BW, Kumar R, Ehrhardt S, Fleckenstein J, et al. Long-Term Nitrate Trajectories Vary by Season in Western European Catchments. *Global Biogeochemical Cycles* 2021 : 35.

Ehrhardt S, Ebeling P, Dupas R, Kumar R, Fleckenstein JH, Musolff A. Nitrate Transport and Retention in Western European Catchments Are Shaped by Hydroclimate and Subsurface Properties. *Water Resources Research* 2021 ; 57. Eutrophication E. Eutrophication : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. 2018.

Evans DM, Schoenholtz SH, Wigington PJ, Griffith SM, Floyd WC. Spatial and temporal patterns of dissolved nitrogen and phosphorus in surface waters of a multi-land use basin. *Environmental Monitoring and Assessment* 2014 ; 186 : 873-887.

Fealy RM, Buckley C, Mehan S, Melland A, Mellander PE, Shortle G,

et al. The Irish Agricultural Catchments Programme : catchment selection using spatial multi-criteria decision analysis. *Soil Use and Management* 2010 ; 26 : 225-236.

Fovet O, Humbert G, Dupas R, Gascuel-Oudou C, Gruau G, Jaffrezic A, et al. Seasonal variability of stream water quality response to storm events captured using high-frequency and multi-parameter data. *Journal of Hydrology* 2018a ; 559 : 282-293.

Fovet O, Ruiz L, Gruau G, Akkal N, Aquilina L, Busnot S, et al. AgrHyS : An Observatory of Response Times in Agro-Hydro Systems. *Vadose Zone Journal* 2018b ; 17.

Gaillardet J, Braud I, Hankard F, Anquetin S, Bour O, Dorfliger N, et al. OZCAR : The French Network of Critical Zone Observatories. *Vadose Zone Journal* 2018 ; 17.

Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, et al. The nitrogen cascade. *Bioscience* 2003 ; 53 : 341-356.

Gascuel-Oudou C, Fovet O, Gruau G, Ruiz L, Merot P. EVOLUTION OF SCIENTIFIC QUESTIONS OVER 50 YEARS IN THE KERVIDY-NAIZIN CATCHMENT : FROM CATCHMENT HYDROLOGY TO INTEGRATED STUDIES OF BIOGEOCHEMICAL CYCLES AND AGROECOSYSTEMS IN A RURAL LANDSCAPE. *Cuadernos De Investigacion Geografica* 2018 ; 44 : 535-555.

Godsey SE, Kirchner JW, Clow DW. Concentration-discharge relationships reflect chemostatic characteristics of US catchments. *Hydrological Processes* 2009 ; 23 : 1844-1864.

Grathwohl P, Rugner H, Wohling T, Osenbruck K, Schwientek M, Gayler S, et al. Catchments as reactors : a comprehensive approach for water fluxes and solute turnover. *Environmental Earth Sciences* 2013 ; 69 : 317-333.

Grimaldi C, Fossey M, Thomas Z, Fauvel Y, Merot P. Nitrate attenuation in soil and shallow groundwater under a bottomland hedgerow in a European farming landscape. *Hydrological Processes* 2012 ; 26 : 3570-3578.

Grizzetti B, Bouraoui F, Aloe A. Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology* 2012 ; 18 : 769-782.

Gruau G, Birgand F, Jardé E, Novince E. Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques : Rapport de synthèse. Tableau de bord de la Pollution. Causes possibles. Recommandations. Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques 2004.

Gu S, Casquin A, Dupas R, Abbott BW, Petitjean P, Durand P, et al. Spatial Persistence of Water Chemistry Patterns Across Flow Conditions in a Mesoscale Agricultural Catchment. *Water Resources Research* 2021 ; 57.

Gu S, Gruau G, Dupas R, Petitjean P, Li QM, Pinay G. Respective roles of Fe-oxyhydroxide dissolution, pH changes and sediment inputs in dissolved

phosphorus release from wetland soils under anoxic conditions. *Geoderma* 2019 ; 338 : 365-374.

Gu S, Gruau G, Dupas R, Rumpel C, Crème A, Fovet O, et al. Release of dissolved phosphorus from riparian wetlands : evidence for complex interactions among hydroclimate variability, topography and soil properties. *Science of the Total Environment* 2017 : 421–431.

Gu S, Gruau G, Malique F, Dupas R, Petitjean P, Gascuel-Oudou C. Drying/rewetting cycles stimulate release of colloidal-bound phosphorus in riparian soils. *Geoderma* 2018 ; 321 : 32-41.

Guillaumot L, Marcais J, Vautier C, Guillou A, Vergnaud V, Bouchez C, et al. A hillslope-scale aquifer-model to determine past agricultural legacy and future nitrate concentrations in rivers. *Science of the Total Environment* 2021 ; 800.

Guillemot S, Fovet O, Dupas R, Gascuel-Oudou C, Gruau G, Launay J, et al. Variabilités spatiales et temporelles des concentrations et flux en carbone, azote et phosphore : analyse des observations sur les têtes de bassin versant de Bretagne. *Projet ADAM - « Qualité de l'eau : analyse des données et proposition de surveillance en Bretagne »* 2020.

Haygarth PM, Condron LM, Heathwaite AL, Turner BL, Harris GP. The phosphorus transfer continuum : Linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment* 2005 ; 344 : 5-14.

Hirsch RM, Moyer DL, Archfield SA. WEIGHTED REGRESSIONS ON TIME, DISCHARGE, AND SEASON (WRTDS), WITH AN APPLICATION TO CHESAPEAKE BAY RIVER INPUTS. *Journal of the American Water Resources Association* 2010 ; 46 : 857-880.

Hrachowitz M, Benettin P, van Breukelen BM, Fovet O, Howden NJK, Ruiz L, et al. Transit time: the link between hydrology and water quality at the catchment scale. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Water* 2016 ; 3 : 629-657.

Humbert G, Jaffrezic A, Fovet O, Gruau G, Durand P. Dry-season length and runoff control annual variability in stream DOC dynamics in a small, shallow groundwater-dominated agricultural watershed. *Water Resources Research* 2015 ; 51 : 7860-7877.

Jarvie HP, Sharpley AN, Spears B, Buda AR, May L, Kleinman PJA. Water Quality Remediation Faces Unprecedented Challenges from "Legacy Phosphorus". *Environmental Science and Technology* 2013 ; 47 : 8997-8998.

Jasechko S, Kirchner JW, Welker JM, McDonnell JJ. Substantial proportion of global streamflow less than three months old. *Nature Geoscience* 2016 ; 9 : 126-+.

Jordan P, Arnscheidt J, McGrogan H, McCormick S. High-resolution

phosphorus transfers at the catchment scale : the hidden importance of non-storm transfers. *Hydrology and Earth System Sciences* 2005 ; 9 : 685-691.

Knapp JLA, Li L, Musolff A. Hydrologic connectivity and source heterogeneity control concentration-discharge relationships. *Hydrological Processes* 2022 ; 36.

Lambert T, Pierson-Wickmann AC, Gruau G, Jaffrezic A, Petitjean P, Thibault JN, et al. Hydrologically driven seasonal changes in the sources and production mechanisms of dissolved organic carbon in a small lowland catchment. *Water Resources Research* 2013 ; 49 : 5792-5803.

Lawler DM, Petts GE, Foster IDL, Harper S. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system : The Upper Tame, West Midlands, UK. *Science of the Total Environment* 2006 ; 360 : 109-126.

Le Noë J, Billen G, Esculier F, Garnier J. Long-term socioecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows in French regions from 1852 to 2014. *Agriculture Ecosystems and Environment* 2018 ; 265 : 132-143.

Legeay P-L, Gruau G. Spatio-temporal analysis of phosphorus fluxes and sources in Breton rivers. Trans-P project 2014.

Lloyd CEM, Freer JE, Johnes PJ, Collins AL. Technical Note : Testing an improved index for analysing storm discharge-concentration hysteresis. *Hydrology and Earth System Sciences* 2016 ; 20 : 625-632.

Lloyd CEM, Freer JE, Johnes PJ, Coxon G, Collins AL. Discharge and nutrient uncertainty : implications for nutrient flux estimation in small streams. *HYDROLOGICAL PROCESSES* 2015.

Malik W, Oehler F, Sgro L, Durand P. Nitrogen mitigation scenarios to reduce coastal eutrophication. *Agrosystems Geosciences and Environment* 2022 ; 5.

Marcais J, Derry LA, Guillaumot L, Aquilina L, de Dreuzy JR. Dynamic Contributions of Stratified Groundwater to Streams Controls Seasonal Variations of Streamwater Transit Times. *Water Resources Research* 2022 ; 58.

Martin C, Aquilina L, Gascuel-Oudou C, Molenat J, Faucheux M, Ruiz L. Seasonal and interannual variations of nitrate and chloride in stream waters related to spatial and temporal patterns of groundwater concentrations in agricultural catchments. *Hydrological Processes* 2004 ; 18 : 1237-1254.

Mellander PE, Jordan P, Shore M, Melland AR, Shortle G. Flow paths and phosphorus transfer pathways in two agricultural streams with contrasting flow controls. *Hydrological Processes* 2015.

Minaudo C, Dupas R, Gascuel-Oudou C, Fovet O, Mellander PE, Jordan P, et al. Nonlinear empirical modeling to estimate phosphorus exports using continuous records of turbidity and discharge. *Water Resources Research*

2017.

Minaudo C, Dupas R, Gascuel-Oudou C, Roubéix V, P.-A. D, Moatar F. Seasonal and event-based concentration-discharge relationships to identify catchment controls on nutrient export regimes. *Advances in Water Resources* 2019.

Molénat J, Durand P, Gascuel-Oudou C, Davy P, Gruau G. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water Air and Soil Pollution* 2002 ; 133 : 161-183.

Molénat J, Gascuel-Oudou C, Aquilina L, Ruiz L. Use of gaseous tracers (CFCs and SF₆) and transit-time distribution spectrum to validate a shallow groundwater transport model. *Journal of Hydrology* 2013 ; 480 : 1-9.

Musolff A, Schmidt C, Selle B, Fleckenstein JH. Catchment controls on solute export. *Advances in Water Resources* 2015 ; 86 : 133-146.

Musolff A, Selle B, Bttner O, Opitz M, Tittel J. Unexpected release of phosphate and organic carbon to streams linked to declining nitrogen depositions. *Global Change Biology* 2017 ; 23 : 1891-1901.

Musolff A, Zhan Q, Dupas R, Minaudo C, Fleckenstein JH, Rode M, et al. Spatial and Temporal Variability in Concentration-Discharge Relationships at the Event Scale. *Water Resources Research* 2021 ; 57.

Nemery J, Garnier J, Morel C. Phosphorus budget in the Marne Watershed (France) : urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry* 2005 ; 72 : 35-66.

Newman EA, Kennedy MC, Falk DA, McKenzie D. Scaling and Complexity in Landscape Ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution* 2019 ; 7.

Ockenden MC, Deasy CE, Benskin CMH, Beven KJ, Burke S, Collins AL, et al. Changing climate and nutrient transfers : Evidence from high temporal resolution concentration-flow dynamics in headwater catchments. *Science of the Total Environment* 2016 ; 548 : 325-339.

Paerl HW, Scott JT, McCarthy MJ, Newell SE, Gardner WS, Havens KE, et al. It Takes Two to Tango : When and Where Dual Nutrient (N and P) Reductions Are Needed to Protect Lakes and Downstream Ecosystems. *Environmental Science and Technology* 2016 ; 50 : 10805-10813.

Pauwels H, Kloppmann W, Foucher JC, Martelat A, Fritsche V. Field tracer test for denitrification in a pyrite-bearing schist aquifer. *Applied Geochemistry* 1998 ; 13 : 767-778.

Peterson EE, Sheldon F, Darnell R, Bunn SE, Harch BD. A comparison of spatially explicit landscape representation methods and their relationship to stream condition. *Freshwater Biology* 2011 ; 56 : 590-610.

Poisvert C, Curie F, Moatar F. Annual agricultural N surplus in France over a 70-year period. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 2017 ; 107 : 63-78.

Ringeval B, Nowak B, Nesme T, Delmas M, Pellerin S. Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production. *Global Biogeochemical Cycles* 2014 ; 28 : 743-756.

Rodriguez NB, Benettin P, Klaus J. Multimodal water age distributions and the challenge of complex hydrological landscapes. *Hydrological Processes* 2020 ; 34 : 2707-2724.

Rossi L, Krejci V, Rauch W, Kreikenbaum S, Fankhauser R, Gujer W. Stochastic modeling of total suspended solids (TSS) in urban areas during rain events. *Water Research* 2005 ; 39 : 4188-4196.

Ryberg KR, York BC. seawaveQ—An R Package Providing a Model and Utilities for Analyzing Trends in Chemical Concentrations in Streams with a Seasonal Wave (seawave) and Adjustment for Streamflow (Q) and Other Ancillary Variables, Version 2.0.0. USGS Numbered Series 2020 ; 2020-1082.

Scavia D, Allan JD, Arend KK, Bartell S, Beletsky D, Bosch NS, et al. Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie : Central basin hypoxia. *Journal of Great Lakes Research* 2014 ; 40 : 226-246.

Schindler DW, Hecky RE, Findlay DL, Stainton MP, Parker BR, Paterson MJ, et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input : Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2008 ; 105 : 11254-11258.

Schoumans OF, Chardon WJ, Bechmann ME, Gascuel-Oudou C, Hofman G, Kronvang B, et al. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality : A review. *Science of the Total Environment* 2014 ; 468 : 1255-1266.

Sebilo M, Mayer B, Nicolardot B, Pinay G, Mariotti A. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2013 ; 110 : 18185-18189.

Shi ZH, Ai L, Li X, Huang XD, Wu GL, Liao W. Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. *Journal of Hydrology* 2013 ; 498 : 165-176.

Soulsby C, Neal C, Laudon H, Burns DA, Merot P, Bonell M, et al. Catchment data for process conceptualization : simply not enough? *Hydrological Processes* 2008 ; 22 : 2057-2061.

Sprenger M, Stumpp C, Weiler M, Aeschbach W, Allen ST, Benettin P, et al. The Demographics of Water : A Review of Water Ages in the Critical Zone. *Reviews of Geophysics* 2019 ; 57 : 800-834.

Stamm C, Jarvie HP, Scott T. What's More Important for Managing Phosphorus : Loads, Concentrations or Both? *Environmental Science and Technology* 2014 ; 48 : 23-24.

Staponites LR, Bartak V, Bily M, Simon OP. Performance of landscape

composition metrics for predicting water quality in headwater catchments. *Scientific Reports* 2019 ; 9.

Steffen W, Richardson K, Rockstrom J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, et al. Planetary boundaries : Guiding human development on a changing planet. *Science* 2015 ; 347.

Strohmeier L, Fovet O, Akkal-Corfini N, Dupas R, Durand P, Faucheux M, et al. Multitemporal Relationships Between the Hydroclimate and Exports of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in a Small Agricultural Watershed. *Water Resources Research* 2020 ; 56.

Stutter MI, Langan SJ, Cooper RJ. Spatial contributions of diffuse inputs and within-channel processes to the form of stream water phosphorus over storm events. *Journal of Hydrology* 2008 ; 350 : 203-214.

Sutton MA, Oenema O, Erisman JW, Leip A, van Grinsven H, Winiwarter W. Too much of a good thing. *Nature* 2011 ; 472 : 159-161.

Thomas Z, Abbott BW. Hedgerows reduce nitrate flux at hillslope and catchment scales via root uptake and secondary effects. *Journal of Contaminant Hydrology* 2018 ; 215 : 51-61.

Van Drecht G, Bouwman AF, Knoop JM, Beusen AHW, Meinardi CR. Global modeling of the fate of nitrogen from point and nonpoint sources in soils, groundwater, and surface water. *Global Biogeochemical Cycles* 2003 ; 17.

Van Meter KJ, Basu NB. Time lags in watershed-scale nutrient transport : an exploration of dominant controls. *Environmental Research Letters* 2017 ; 12.

Van Meter KJ, Basu NB, Veenstra JJ, Burras CL. The nitrogen legacy : emerging evidence of nitrogen accumulation in anthropogenic landscapes. *Environmental Research Letters* 2016 ; 11.

Viaud V. Hétérogénéité spatio-temporelle des paysages agricoles et dynamique de la matière organique des sols. *Sciences de l'environnement*. Université Rennes 1 2020 ; HDR.

Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle : Sources and consequences. *Ecological Applications* 1997 ; 7 : 737-750.

Vongvixay A, Grimaldi C, Dupas R, Fovet O, Birgand F, Gilliet N, et al. Contrasting suspended sediment export in two small agricultural catchments : Cross-influence of hydrological behaviour and landscape degradation or stream bank management. *Land Degradation and Development* 2018 ; 29 : 1385-1396.

Wall DP, Murphy PNC, Melland AR, Mechan S, Shine O, Buckley C, et al. Evaluating nutrient source regulations at different scales in five agricultural catchments. *Environmental Science and Policy* 2012 ; 24 : 34-43.

Worrall F, Howden NJK, Burt TP. Time series analysis of the world's longest fluvial nitrate record : evidence for changing states of catchment saturation. *Hydrological Processes* 2015; 29 : 434-444.

Zacharias S, Bogena H, Samaniego L, Mauder M, Fuss R, Putz T, et al. A Network of Terrestrial Environmental Observatories in Germany. *Vadose Zone Journal* 2011; 10 : 955-973.

Table des figures

| | | |
|-----|---|----|
| 1.1 | Représentation GRAFS (Generalized Representation of Agro-Food Systems) des systèmes de production agricole bretons sous l'angle de la circulation des flux d'azote en 1852, 1970 et 2010. Les flux d'azote sont exprimés en kgN/ha de SAU/an (Le Noë et al., 2019). | 14 |
| 1.2 | Représentation d'un scénario agro-écologique (à droite) comparé à la situation actuelle (à gauche) pour l'Europe. D'après ce scénario, une déspecialisation des régions agricoles, associée à une moindre production/consommation de protéines animales et un meilleur recyclage de l'azote des urines humaines permettrait de se passer des engrais de synthèse en 2050 (Billen et al., 2021). | 15 |
| 1.3 | Evolution des échouages d'algues vertes en Bretagne depuis 2002 et localisation en site sableux ou sur vasières. Données CEVA mises en forme par l'Observatoire de l'environnement en Bretagne. | 17 |
| 1.4 | Réponse du phytoplancton à des ajouts de N, P ou de N et P dans 20 expérimentations sur l'ensemble des lacs. Les lacs étudiés dans cette figure sont oligotrophes et situés en climat tempéré ou arctique (Paerl et al. 2016) | 18 |
| 2.1 | Modèle conceptuel de bassin versant permettant d'interpréter les variations saisonnières de concentration dans les cours d'eau en fonction de gradients verticaux de concentration (Abbott et al., 2018). | 24 |
| 2.2 | Modèle conceptuel de bassin versant dit "dynamique", plus complexe que les "statiques" mais permettant d'interpréter les variations saisonnières et en crue de plusieurs éléments chimiques (Dupas, Fovet et al., 2022). | 26 |

| | | |
|------|---|----|
| 2.3 | Découpage d'une année hydrologique en quatre périodes A, B, C, D en fonction des hauteurs de nappe de haut de versant (trait plein), de nappe de bas de versant (trait pointillé) et de la différence P-ETP. L'axe des x représente une année hydrologique entre le 30 septembre 2010 et le 30 septembre 2011 (Humbert et al. 2015). | 28 |
| 2.4 | Distribution saisonnière des débits (a), des concentrations en phosphore soluble réactif (SRP, b), en matières en suspensions (SS, c) et phosphore particulaire (PP, d). Seules les données en débit de base (2007-2013) sont présentées ici, grâce à un algorithme permettant d'identifier et d'exclure les crues (Dupas et al., 2015). | 30 |
| 2.5 | Motifs saisonniers des variables climatiques (RR : pluie, GR : radiation globale, AirTemp : température de l'air, Wind : vitesse du vent ; PET : évapotranspiration potentielle), hydrochimiques (DOC : carbone organique dissous, NO ₃ ⁻ , SRP : phosphore réactif soluble ; Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻) et hydrologiques (PG1 et PK1 : hauteurs de nappe dans deux piézomètres de bas de versant ; PG5 et PK4 : hauteurs de nappe dans deux piézomètres de haut de versant ; Qd : débit journalier). Obtenus par une Transformation de Fourier à deux harmoniques (Strohenger et al., 2020) | 32 |
| 2.6 | Décomposition des données nitrate, phosphore réactif soluble (SRP) et Fer dissous (Fe) en une composante long-terme (a) et une composante saisonnière (b), dans trois petits bassins versants forestiers allemands (Carlsfeld 1, 2 et 3) (Dupas et al., 2016). | 34 |
| 2.7 | Interprétation des paramètres a, b, c de l'équation de Musolff et al. (2021) | 38 |
| 2.8 | Part du temps, du débit, du flux de phosphore total et de nitrate en crue pendant la période 2016-2021 à Kervidy-Naizin. | 40 |
| 2.9 | Estimation des flux de phosphore total (TP) et de nitrate annuels (2016-2021) à Kervidy-Naizin en sous-échantillonnant une chronique haute-fréquence (30 minutes) à des pas de temps journaliers, hebdomadaires et mensuels. | 41 |
| 2.10 | Dynamique en crue du phosphore particulaire (PP), dissous (SRP) et des matières en suspension (SS) pour le motif de crue le plus généralement observé à Kervidy-Naizin. | 42 |

| | | |
|------|---|----|
| 2.11 | Variabilité saisonnière des concentrations maximum atteintes en crue (a) et de l'indice d'hystérèse beta. Une valeur de beta < 1 indique une hystérèse horaire et une valeur de beta > 1 indique une hystérèse antihoraire (Dupas et al., 2015) | 43 |
| 2.12 | Schéma conceptuels des sources et voies de transfert du phosphore soluble réactif (SRP) et du phosphore particulaire (PP) au cours de trois saisons hydrologiques dans un bassin versant agricole sur socle en climat tempéré (Dupas et al. 2015). | 45 |
| 2.13 | Schéma conceptuels des sources et voies de transfert des matières en suspension, du nitrate et du carbone organique dissous (DOC) (Fovet al., 2018) | 46 |
| 2.14 | Relations concentration-débit pour trois paramètres de la qualité de l'eau (conductivité EC, nitrate NO ₃ -N et un proxy du carbone organique dissous SAC254) dans quatre bassins versants d'Allemagne centrale distingué par leur occupation du sol (forêt FOR ou agricole AGR) et la présence d'une zone riparienne protégée (Musolff al., 2021) | 47 |
| 2.15 | Relations concentration-débit pour trois paramètres de la qualité de l'eau (nitrate NO ₃ , carbone organique dissous DOC et phosphore soluble réactif SRP) dans quatre pièges à eau (PAE) et quatre points de prélèvement en rivière (RIV) suivi au cours de la période 2013-2016. Non publié. | 49 |
| 2.16 | Dynamiques des concentrations en carbone organique dissous (DOC), phosphore réactif soluble (SRP) et Fer II dans un piège à eau situé à 15 cm de profondeur dans la zone riparienne de Guériniec. Les deux périodes identifiées par des cercles rouge et bleu correspondent à la remontée de nappe au niveau du piège et l'établissement de conditions réductrices dans les sols. | 51 |
| 2.17 | Proportion de phosphore colloïdal dans les échantillons filtrés collectés dans les pièges et eau et dans les ruisseaux. Gu et al. (2017) | 52 |
| 3.1 | Identification des temps caractéristiques de la réponse d'un bassin versant à une variation de pression CSEB (2007) | 57 |
| 3.2 | Relation entre flux annuel de nitrate et débit cumulé annuel entre 1982 et 2014, dans un bassin versant de méso-échelle du centre de l'Allemagne (Weida, 100km ²) | 59 |

| | | |
|------|--|----|
| 3.3 | Evolution long-terme des concentrations et flux annuels de nitrate et phosphore réactif soluble (SRP) sur la période 1970-2022 dans le bassin versant de l'Elorn (260km ²) en Bretagne. Les données ont été obtenues par modélisation WRTDS en utilisant des observations mensuelles de concentration et des journalières de débit (Hirsch et al., 2010). WRTDS permet de comparer les concentration et flux simulés chaque année, avec les concentrations et flux qu'on obtiendrait lors d'une année au débit "moyen" (flow-normalized). | 60 |
| 3.4 | Evolution des surplus azotés, des intrant organique et minéraux dans 22 régions français en 1955 et 2015, dont la Bretagne en rouge. Mise en forme des données de Poisvert et al. (2017). | 62 |
| 3.5 | Tendance long-terme des concentrations en phosphore total sur le Léguer. Legeay et Gruau (2017). | 63 |
| 3.6 | Relation surplus N – flux N dans sept bassins versants bretons. Chaque point représente une année entre 1970 et 2013, le coefficient b1 décrit la rondeur de l'hystérèse. Dupas et al. (2018). | 63 |
| 3.7 | Distributions des temps de transit de l'azote (a. fonction de distribution et b. fonction de répartition) estimées dans 16 bassins versants bretons (Dupas et al., 2020). | 65 |
| 3.8 | Exemple de variation inter-annuelle des concentrations en nitrate (NO ₃ -) et phosphore soluble réactif (SRP) pendant un cycle humide-sec 1997-2004 sur la rivière Loc'h. Cette variation inter-annuelle est obtenue par différence entre la composante long-terme de deux décompositions STL (Seasonal Decomposition of Time Series by Loess) avec des degrés de lissage différents (180 mois versus 72 mois). Le phosphore total n'est pas représenté du fait de la diversité des motifs concentration-débit observés, rendant impossible la sélection d'un exemple représentatif e l'ensemble des bassins versants et des périodes étudiées. Issu de Dupas et al. (2018) | 67 |
| 3.9 | Composante long-terme d'une décomposition de série temporelle par "Dynamic Harmonic Regression" (DHR) pour le débit et la concentration en nitrate du bassin versant de la Weida en Allemagne centrale. Dupas et al. (2016) | 68 |
| 3.10 | Evolution du ratio des coefficients de variation des concentrations et du débit (CV _c /CV _q) sur le bassin versant de la Weida (100km ²) entre 1980 et 2015 (Dupas et al., 2016) | 69 |

| | | |
|------|---|----|
| 3.11 | Cadre conceptuel des hystérèses entre concentration de basses eaux et concentrations de basses eaux pour l'exemple de la Wupper en Allemagne. a. débit et concentration en nitrate observés, b. concentrations interpolée par le modèle WRTDS, c. identification des concentrations de basses eaux et hautes eaux, estimées comme la concentration moyenne pour les trois mois au débit les plus bas et élevés, respectivement (Ebeling et al., 2021). | 70 |
| 4.1 | Cartographies des "ensembles paysagers" (regroupement "d'unités de paysage") et description selon la "grande famille de paysage" (Bourget et al., 2010). | 75 |
| 4.2 | Relations entre pourcentage de terres arables et concentration moyenne en phosphore total (TP) pour de "grands" bassins versants (en noir : 8-50000km ²) et pour de "petits" bassins versants (en rouge : 1.8 – 5.4 km ²). (Bol et al., 2018) | 76 |
| 4.3 | Relations entre la taille de 221 bassins versants en Bretagne et leur concentration moyenne pondérée par le débit en Nitrate, phosphore réactif soluble (SRP) et phosphore total (TP). | 76 |
| 4.4 | Relations entre la taille de 221 bassins versants en Bretagne des indices de configuration paysagère LongIndex et LatIndex. Des valeurs de LongIndex supérieures à 1 indiquent que les terres arables sont majoritairement situées dans la partie aval du bassin versant ; des valeurs de LatIndex supérieures à 1 indiquent que les terres arables sont majoritairement situées proche des cours d'eau, et inversement. | 77 |
| 4.5 | Localisation des points de suivi de la qualité de l'eau en France dans quatre éco-régions (a) et variations saisonnière de la métrique de stabilité pour le paramètre nitrate (b). Plus cette métrique s'approche de 1, plus la stabilité est élevée, c'est-à-dire que la hiérarchie des points de suivi est préservée d'une date à l'autre. | 79 |
| 4.6 | Degré de persistance spatiale (SPpair) dans 22 sous-bassins versants de l'Yvel pour 10 paramètres de qualité de l'eau en fonction du ratio entre le coefficient de variation temporel (TCV) et le coefficient de variation spatial (SCV). SPpair est la dénomination du coefficient de persistance dans l'article de Gu et al (2021), il est équivalent au coefficient "spatial stability" dans l'article de Dupas et al., (2019) dont est extraite la figure précédente. | 80 |

| | | |
|------|---|----|
| 4.7 | Réduction des flux d'azote simulés par le modèle agrohydrologique TNT2 à mesure que l'on convertit des terres agricoles en prairies non-fertilisées et fauchées, depuis les bords de cours d'eau jusqu'en haut de versant. Les pentes décroissantes de ces courbes montrent que l'efficacité est maximale pour les premiers % de surface convertis, puisqu'à l'effet "dilution" s'ajoute l'effet "interception" des flux amont, et diminue ensuite (Malik et al., 2022). | 82 |
| 4.8 | Étapes de calcul du landscape configuration index (LCI) pour $a = 1.5$ et $b = 1$. Exemple de deux sous-bassins versants avec des compositions paysagères proches (74% et 66% d'agriculture respectivement) mais des configurations paysagères contrastées : le LCI du sous-bassin versant avec le moins de surface agricole est supérieur à celui-ci avec davantage de surface agricole car les parcelles agricoles dans ce dernier sont situées plutôt en dehors des zones d'accumulation de flux et des zones proches du cours d'eau. | 84 |
| 4.9 | Exemple de cartographie des critical source areas (CSA en orange) pour phosphore, pour un bassin versant breton. On observe que les CSAs correspondent aux zones proches du cours d'eau et aux zones d'accumulation de flux. | 86 |
| 4.10 | Modèle conceptuel du Landscape Unit Distribution (LUD) framework pour un scénario de référence S0 où les pressions agricoles élevées (en jaune) et basses (en vert) sont réparties de manière équilibrée entre la partie amont et la partie aval. Les parties amont et aval se différencient par leurs propriétés intrinsèques qui déterminent les dynamiques saisonnières de flux (plus variables dans la partie amont), et par le fait que les processus de rétention in-stream affectent les flux amont uniquement. | 88 |
| 4.11 | Dynamique de concentration et de flux résultant de six scénarios de re-organisation des unités de paysages dans un bassin versant de méso-échelle. Chaque scénario est évalué pour sa capacité à atteindre quatre objectifs de qualité de l'eau : diminuer les concentrations estivales et diminuer les flux annuels, dans la partie amont et à l'exutoire du bassin versant, respectivement. | 90 |
| 4.12 | Usage des sols du bassin versant de la Selke et cartographie des trois bassins versants élémentaires représentatifs des unités de paysage de la zone d'étude. | 92 |

| | | |
|------|---|-----|
| 4.13 | a. Dynamiques saisonnières en nitrate, carbone organique dissous (DOC) et phosphore réactif soluble (SRP) pour les trois bassins versants élémentaires archétypaux : LS-Agr pour Sauerbach, US-Agr pour Schäfertal et US-For pour Upper Rappbode ; b. et c. dynamiques saisonnières observées et simulées par un modèle de mélange pour les stations situées sur le cours d'eau principal Meisdorf (MEIS) et Hausneindorf (HAUS). | 93 |
| 4.14 | Variabilité saisonnière des ratio molaires N :P pour les trois bassins versants élémentaires LS-Agr, US-Agr, US-For (a) et pour les stations situées sur le cours d'eau principal Meisdorf et Hausneindorf. Les deux seuils représentés N :P=100 et N :P=32 sont des seuils issus de la littérature pour lesquelles on bascule d'une production primaire limitée par P à une production primaire limitée par N. | 95 |
| 4.15 | Usage des sols du bassin versant de l'Yvel et positionnement des points de suivi le long du réseau hydrographique. | 95 |
| 4.16 | Comparaison du modèle de mélange des concentrations issues des bassins versants élémentaires avec les concentrations effectivement mesurées à l'exutoire pour nitrate, phosphore total (TP) et carbone organique dissous (DOC) (Casquin et al., 2021) | 97 |
| 5.1 | Relation entre débit moyen et flux de phosphore total (TP) pour 164 crues identifiées dans le bassin versant de Kervidy-Naizin entre 2016 et 2023. La couleur indique l'intensité de pluie horaire atteinte pendant l'évènement pluvieux ayant provoqué la crue. | 103 |
| 5.2 | Tendance long-terme de la concentration médiane annuelle en carbone organique dissous (DOC) de 79 bassins versants bretons entre 2007 et 2020. Parmi les 79 bassins versants indépendants, 17 montrent une tendance à la hausse et 2 une tendance à la baisse. Travail préliminaire à partir des données publiques de la base de données Naiades. | 105 |
| 5.3 | Concentration en nitrate dans 225 bassins versants localisés dans les cinq principales familles de paysage en Bretagne. Les concentrations des deux paysages cultivés "à ragosses" et "avec talus" se différencient de celle des paysages de "bocage à maille élargie". | 108 |
| A.1 | Hydromorphie des sols du bassin versant de Kervidy-Naizin. | 111 |
| A.2 | Température, précipitations et évapotranspiration potentielle mensuelles à Kervidy-Naizin (données 2000-2014) | 112 |

| | | |
|-----|--|-----|
| A.3 | Photo aérienne montrant le paysage de Kervidy-Naizin (Air Papillon 2011). | 113 |
| A.4 | Localisation des principaux instruments de mesure dans le bassin versant de Kervidy-Naizin. | 114 |
| A.5 | Photo du seuil à l'exutoire du bassin versant de Kervidy-Naizin. | 115 |
| A.6 | Photo d'un piège à eau avant installation sur le terrain pour le suivi des eaux des sols de zone humide. | 116 |