

NAWA TREND Biologie 2019, lot macrozoobenthos
Rapport technique

Markus Haberthür, Ambio GmbH

30 juin 2021

Sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)

Éditorial

Mandant :	Office fédéral de l'environnement OFEV, division Eau, CH-3003 Bern.
Mandataires :	Ambio GmbH, Wildbachstrasse 46, 8008 Zürich (chef de projet) Büro für Gewässerökologie, Eichhalden 14, 8053 Zürich UNA AG, Schwarzenburgstrasse 11, 3007 Zürich
Auteur :	Markus Haberthür (Ambio GmbH)
Travaux de terrain :	Christian Imesch (UNA), Nadine Remund (UNA), Anna Carlevaro (Benthos), Remo Wenger (Valeco), Manuel Freiburghaus (Valeco), Remo Wüthrich (Gutwasser GmbH), Markus Haberthür (Ambio GmbH)
Travaux de laboratoire :	IBCH: Christian Imesch, (UNA), Nadine Remund, (UNA), Anna Carlevaro (Benthos), Remo Wenger (Valeco), Manuel Freiburghaus (Valeco), Remo Wüthrich (Gutwasser GmbH), Markus Haberthür (Ambio GmbH). EPT: Verena Lubini (Büro für Gewässerökologie), Anna Carlevaro (Benthos), Laurent Decrouy (H ₂ Zoo), Remo Wüthrich (Gutwasser)
AQ interne :	Verena Lubini (Büro für Gewässerökologie)
AQ externe :	Daniel Küry (Life Science AG)
Traduction :	H ₂ Ocevar SARL H ₂ Zoo, Laurent Decrouy
Référence :	Haberthür M. 2021. NAWA TREND biologie, Rapport technique macrozoobenthos, 3 ^{ème} campagne (2019), 50 p.
Remarque :	Ce rapport a été rédigé sur mandat de l'Office fédérale de l'environnement. Les mandataires sont les seuls responsables de son contenu.
Corrigendum :	Chapitre 10.2 et le tableau 10, p. 43 a été corrigé le 30.04.2023. Les espèces <i>Brachyptera monilicornis</i> , <i>Isogenus nubecula</i> , mentionnées par erreur, ont été supprimées

Table des matières

1	Résumé	1
2	Commentaires préliminaire	2
2.1	Innovations méthodologiques	2
2.2	Organisation et coordination	2
2.3	Assurance qualité	3
3	Aspect général	5
3.1	État 2019	5
3.2	Évolution 2011-2019	5
3.3	Facteurs d'influence	6
3.4	Aspect général et indicateurs du macrozoobenthos	8
4	Écomorphologie	9
4.1	Écomorphologie aux stations	9
4.2	Influence de l'écomorphologie sur le macrozoobenthos	10
5	Diversité taxonomique	11
5.1	Diversité taxonomique des IBCH 2019	11
5.2	Évolution 2012-2019	12
5.3	Différence printemps/été	13
5.4	Paramètres influençant la diversité taxonomique	14
6	IBCH	15
6.1	IBCH 2019	15
6.2	Évolution 2012-2019	16
6.3	Différence printemps/été	18
6.4	Paramètres influençant l'IBCH	19
6.5	Paramètres influençant les indicateurs VT et GI	20
7	Indice SPEAR	23
7.1	Indices SPEAR 2019	23
7.2	Évolution 2012-2019	24
7.3	Différence printemps/été	26
7.4	Influence de l'utilisation des sols sur l'indice SPEAR	27
8	EPT	30
8.1	Répartition spatiale des taxons EPT en 2019	30
8.2	Paramètres influençant les espèces EPT	34
9	Néozoaires	41
9.1	Répartition 2019	41
9.2	Évolution 2012-2019	44
10	Liste Rouge	45
10.1	Ephemeroptera	45
10.2	Plecoptera	45
10.3	Trichoptera	45

11	Rétrospective	46
11.1	Stations NAWA ayant des conditions d'écoulement posant problème	46
11.2	Atteintes ponctuelles à proximité des stations NAWA	46
11.3	Précision concernant les estimations qualifiées	46
11.4	Améliorations à apporter dans la liste des caractéristiques des bassins versants	47
11.5	Prélèvement à double lors de déplacement de station	48
11.6	Archivage des échantillons par station	49
11.7	Mesure de profils en travers aux stations NAWA	49
12	Perspective	50
12.1	Validité indéterminée de l'IBCH	50
12.2	Compléter l'IBCH avec des systèmes d'indicateurs spécifiques	50
12.3	Élargir la différenciation taxonomique à d'autres groupes	51
13	Recommandations	52
14	Bibliographie	53
	Annexe A: Liste des stations de mesure	54
	Annexe B: Résultats macrozoobenthos	56
	Annexe C: Liste des espèces Ephemeroptera	58
	Annexe D: Liste des espèces Plecoptera	59
	Annexe E: Liste des espèces Trichoptera	60

1 Résumé

Le présent rapport expose les résultats pour les modules Aspect général et Macrozoobenthos des trois campagnes de mesure du NAWA-Trend. En 2019, 16 stations situées dans des petits cours d'eau ont été ajoutées. Le programme "Petit cours d'eau", qui se poursuit jusqu'en 2022, a pour but d'évaluer l'impact des micropolluants sur le macrozoobenthos à 12 de ces stations. L'**aspect général** n'a que peu évolué par rapport à 2012 et 2015. La fréquence du colmatage, et dans une moindre mesure celle des sulfures de fer, ont augmenté. En 2019, 12 des 106 stations remplissaient tous les critères, 51 présentaient 1 à 2 critères non atteints alors que les 43 restantes présentaient 3 ou plus critères non atteints. Les résultats indiquent que la formation de taches de sulfure de fer (= conditions anaérobies dans l'interstice des sédiments) est favorisée par l'envasement (boue), la prolifération d'algues et le colmatage. La **diversité taxonomique** IBCH a progressé entre 2015 et 2019 d'environ 6 taxons, passant de 23 à 29 taxons en moyenne par station. La hausse concerne la majeure partie des groupes systématiques, mais se rapporte le plus souvent à quelques individus par taxon (1 à 10). La diversité moyenne par région biogéographique augmente selon l'ordre suivant : Alpes centrales, Versant nord des Alpes, Versant sud des Alpes, Plateau, Jura. La diversité taxonomique diminue avec l'augmentation de la part des surfaces improductives dans le bassin versant mais s'accroît avec l'augmentation de la part de forêts. En 2019, l'**IBCH** indiquait une qualité des eaux *très bonne* à 30 % des stations, *bonne* à 45 % des stations, *moyenne* à 20 % des stations et *médiocre* à 5 % des stations. La classe de qualité *mauvaise* n'a pas été relevée. La valeur moyenne des IBCH a augmenté entre 2015 et 2019 de plus d'une demi classe de qualité, passant de 0.63 à 0.75. La classe de variété taxonomique (VT) est passée de 0.55 à 0.68 alors que le groupe indicateur (GI) a moins augmenté, passant de 0.77 à 0.81. En tout, 41 stations ont vu leur état s'améliorer d'une classe de qualité alors que 6 stations seulement ont vu leur état se détériorer d'une classe. Les facteurs avérés influençant l'IBCH sont la déclivité moyenne du bassin versant, l'intensité de l'utilisation des sols ainsi que le numéro d'ordre hydrologique. L'**indice SPEAR** était *bon* ou *très bon* à 39 des 106 stations étudiées en 2019. En tout, 10% des stations présentaient une qualité *très bonne*, 26% une qualité *bonne*, 42 % une qualité *moyenne*, 19 % une qualité *médiocre* et 2 % une qualité *mauvaise*. Les objectifs

écologiques n'ont pas été atteints principalement sur le Plateau et dans le Jura. Alors que la situation s'était légèrement améliorée entre 2012 et 2015, la moyenne des valeurs de l'indice SPEAR s'est détériorée entre 2015 et 2019 de 4 unités et la médiane de 2 unités. La déclivité moyenne du bassin versant, et l'usage des sols qui en découle, s'est avérée être le paramètre le plus influant. Grâce au jeu de données, un modèle empirique qui estime la valeur de l'indice SPEAR en fonction de l'intensité de l'utilisation des sols dans le bassin versant a pu être établi. En 2019, 158 espèces et complexes d'espèces **EPT** ont été recensés (60 taxons Ephemeroptera, 45 taxons Plecoptera et 53 taxons Trichoptera). Le nombre d'espèces ne diffère que peu entre les régions biogéographiques du Versant nord des Alpes, du Versant sud des Alpes et du Jura. Par contre, le nombre d'espèces diminue substantiellement sur le Plateau et de manière encore plus marquée dans les Alpes centrales. Le nombre d'espèces EPT par station est fortement influencé par la déclivité moyenne du bassin versant et l'usage des sols qui en découle, ainsi que par le numéro d'ordre hydrologique. Une limite supérieure du nombre possible d'espèces, qui dépend des conditions d'utilisation du sol dans le bassin versant, est observable aussi bien pour les Éphéméroptères que pour les Plécoptères. Une influence de l'usage du sol sur le nombre d'individus n'a été observée que chez les Plécoptères. Dans les régions alpines, l'impact négatif de l'exploitation de la force hydraulique sur le nombre d'espèces EPT peut être démontré. Parmi les 7 **néozoaires** du protocole IBCH, 5 furent observés en 2019. Leur fréquence diminue selon la séquence suivante : *Potamopyrgus antipodarum* (44 stations), *Haitia acuta* (19 stations), *Dugesia tigrina* (12 stations), *Dikerogammarus villosus* (5 stations), *Cranogonyx pseudograçilis* (2 stations). La dispersion de *P. antipodarum* et *H. acuta* a nettement progressé depuis 2015. Concernant la **liste rouge**, les espèces menacées en suisse (\geq VU) recensées en 2019 concernaient 16 espèces d'Éphéméroptères, 7 de Plécoptères et 7 de Trichoptères. En 2015, il était question de 9 espèces d'Éphéméroptères, 8 de Plécoptères et 7 de Trichoptères.

Les enseignements tirés de la troisième campagne sont discutés en guise de conclusion. Différentes suggestions d'amélioration sont dégagées. Les développements potentiels sont ensuite discutés. Ces deux éléments débouchent sur une liste de recommandations.

2 Commentaires préliminaire

Le programme NAWA-Trend de l'Office fédéral de l'environnement, lancé en 2012, vise à surveiller les eaux de surface suisses sur le long terme au moyen d'indicateurs biologiques. Il est constitué des 4 sousprogrammes Poissons, Macrozoobenthos (MZB), Diatomées et Macrophytes. Les analyses ont principalement été effectuées selon les méthodes des différents modules du système gradué et les relevés ont lieu tous les 4 ans. Les mesures de 2019 correspondent à la troisième campagne menée. Le présent rapport rend compte des résultats de 2019 du sous-programme Macrozoobenthos.

2.1 Innovations méthodologiques

La procédure d'analyse du macrozoobenthos était très similaire en 2012 et 2015. Quelques nouveautés méthodologiques ont été introduites en 2019 suite à une nouvelle évaluation des procédés et des besoins. Il s'agit principalement de l'extension du réseau de mesure ainsi que de l'intensification du traitement des échantillons macrozoobenthos au laboratoire.

2.1.1 Réseau de mesure

Le réseau a été élargi de 88 à 104 stations. L'ajout de ces stations supplémentaires vise principalement à améliorer la représentativité des petits cours d'eau dans l'ensemble du réseau. Par ailleurs, des échantillons mixtes intégrant des périodes de deux semaines sont prélevés à ces stations afin de mesurer divers micropolluants. Le macrozoobenthos est quant à lui analysé deux fois par an dans les plus petits de ces cours d'eau afin d'étudier l'effet des micropolluants sur celui-ci mais aussi de documenter des variations à court terme. La liste des stations de 2019 est donnée dans l'annexe A.

2.1.2 Déplacement de station

Pour cinq stations, des déplacements sur une grande distance, c'est-à-dire des déplacements pour lesquels les nouvelles et les anciennes surfaces de prélèvement ne se chevauchent pas, ont dû être effectués. Les raisons étaient les suivantes : grande profondeur d'eau et/ou courant trop fort, substrat du lit du cours d'eau inadapté, mesures d'aménagement des eaux.

2.1.3 Travaux de terrain

Les travaux de terrain consistaient en premier lieu à recenser aux stations préalablement déterminées le

macrozoobenthos, au sein d'un tronçon défini. Des échantillons ont aussi été prélevés pour le sous-programme Diatomées (Lot 3) ainsi que pour deux autres projets scientifiques (échantillons d'eau pour des analyses ADNe à l'EAWAG et échantillons de diatomées pour des analyses ADNe à l'Université de Genève).

2.1.4 Travaux de laboratoire et détermination des espèces

La procédure au laboratoire (tri des individus, détermination) a été modifiée.

1. Les individus des ordres Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera (EPT) devaient tous être triés et déterminés.

2. Selon la révision de l'IBCH de 2019 (IBCH_2019), le nombre d'individus ne doit plus être indiqué en classes d'abondance mais exprimé à l'aide d'estimations qualifiées. Cela signifie concrètement que pour les taxons abondants, le nombre d'individus a été compté pour une des bandes subdivisant le bac de laboratoire (chemin de comptage) puis extrapolé pour l'entier de la surface du bac de laboratoire avec les matériaux de l'échantillon.

3. Tous les individus EPT ont été déterminés au niveau de l'espèce ou du complexe d'espèces selon les directives du Monitoring de la biodiversité en Suisse (MBD). Cette étape de détermination a été effectuée par des spécialistes.

2.1.5 Calcul des indices

Suite à la révision 2019 de l'IBCH (IBCH_2019), les calculs automatiques inclus dans le protocole de laboratoire ont été légèrement modifiés par rapport aux années précédentes. L'IBCH est désormais soumis à un facteur de correction qui dépend du régime d'écoulement. De plus, l'indice SPEAR est calculé selon sa version de 2018. Les indices sont aussi normalisés sur une échelle allant de 0 à 1, à l'exception de l'indice SPEAR. Les données taxonomiques de 2012 et 2015 ont été transférées dans le nouveau protocole de laboratoire lors de l'évaluation des données de 2019 et les calculs refaits. Dès lors, de faibles différences par rapport aux indices précédents peuvent survenir.

2.2 Organisation et coordination

Les prélèvements et le travail de laboratoire jusqu'au niveau de la famille ont été réalisés par le groupement NAWA-Trend 2019 pour 69 stations et

par les Cantons eux-mêmes ou leur bureau mandataire (AG, NE, NW, SZ, UR, VS, ZH) pour les 35 stations restantes. Le regroupement NAWA-TREND 2019 était responsable de l'organisation globale.

Cela a été fait en répartissant le travail dans les trois domaines de compétence que sont la taxonomie, la logistique et l'analyse/rédaction.

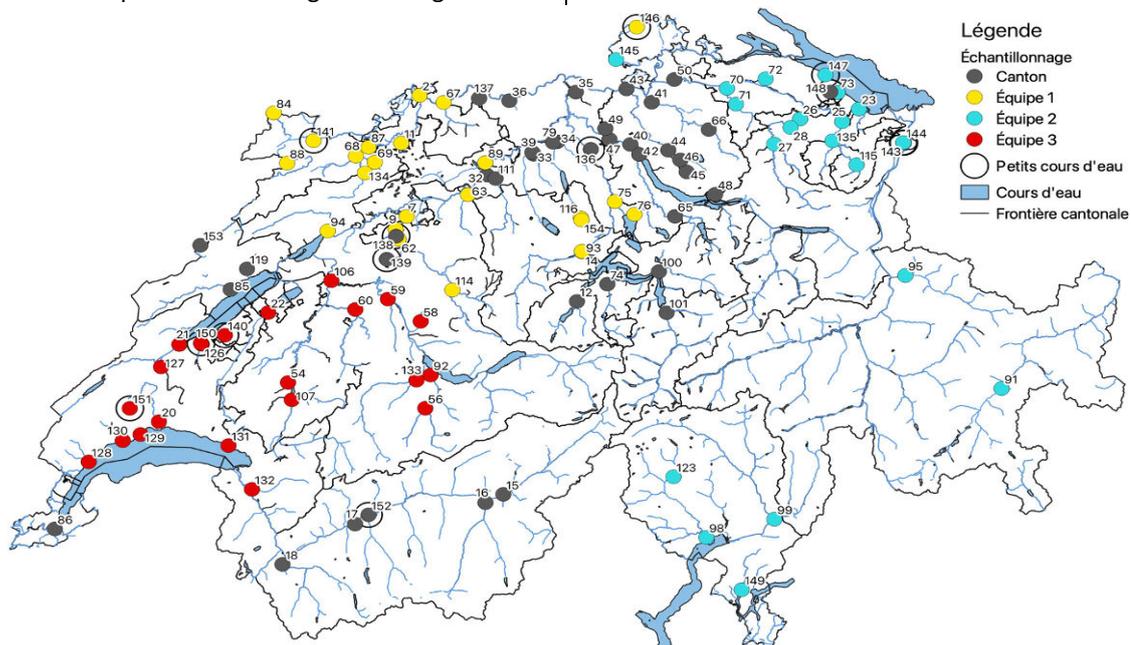


Fig. 1: Répartition des stations selon leurs opérateurs (Cantons ou équipes de terrain du mandataire).

La responsabilité générale incombait à Ambio GmbH, représentée par Markus Haberthür. Celui-ci était aussi la personne de référence envers le mandat ("Single Point of Contact") et le garant de la bonne conduite du mandat. Le regroupement comprenait 12 personnes qualifiées. À cela s'est ajouté un expert externe pour réaliser le contrôle des déterminations prévu par l'assurance qualité des travaux. Trois régions ont été définies pour les travaux de terrain sous mandat de l'OFEV. Trois équipes ont été chargées de réaliser ces travaux de terrain ainsi que les travaux de laboratoire jusqu'au niveau IBCH (figure 1).

2.3 Assurance qualité

L'assurance qualité (AQ) des déterminations macrozoobenthos a été réalisée en 4 étapes sur une période allant de l'été 2019 au printemps 2021 (voir figure 2). Le matériel EPT a été déterminé à trois reprises et le matériel non-EPT à deux reprises par des personnes différentes.

2.3.1 Procédure

Lors de la 1ère étape, les déterminations non-EPT ont été contrôlées pour 10 stations sélectionnées. Sur la base des erreurs recensées, la plage de variation de l'IBCH et celle de l'indice SPEAR ont été déterminées. Celles-ci sont fortement influencées par

les taxons (familles) régulièrement déterminés incorrectement. Les déterminations du matériel EPT ont pour leur part été contrôlées lors des étapes 2 et 3. Le contrôle de l'étape 2 a été effectué lors de la détermination à l'espèce du matériel EPT de toutes les stations. En ce qui concerne les taxons non-EPT mal triés, les personnes en charges des déterminations à l'espèce ont signalé les erreurs de tri. Pour le matériel EPT, les erreurs se déclaraient automatiquement puisque les listes taxonomiques des IBCH ont été comparées aux espèces déterminées et à leur famille respective. Pour chaque station, les erreurs/différences trouvées ont été corrigées et l'IBCH ainsi que l'indice SPEAR recalculés. L'étape 3 correspond au contrôle qualité des déterminations EPT. Celui-ci est de nouveau mené en vérifiant les déterminations effectuées pour 10 stations, c'est-à-dire pour 10 échantillons d'Éphéméroptères, 10 échantillons de Plécoptères et 10 échantillons de Trichoptères. La plage de variation de l'IBCH et celle de l'indice SPEAR ont une fois encore été déterminées sur la base des écarts observés entre les premières et les secondes déterminations. Lors de l'étape 4, l'intégralité du matériel non-EPT de toutes les stations a été recontrôlée dans le cadre d'une analyse visant à expliquer les causes de l'écart significatif observé entre la campagne de 2019 et celles de 2012 et 2015.

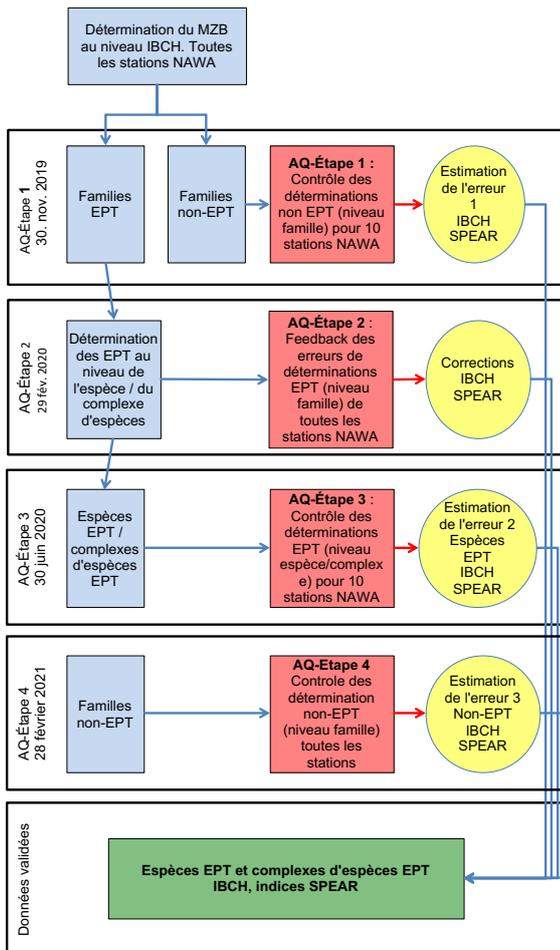


Fig. 2: Concept de l'assurance qualité pour les déterminations macrozoobenthos du NAWA-Trend de 2019..

2.3.2 Résultats des contrôles qualité

Les résultats des contrôles qualité sont présentés dans les tableaux 1 et 2. Dans l'ensemble, le taux d'erreur était bas et cela pour chacune des 4 étapes. Les erreurs n'ont pas engendré de modifications significatives des résultats. Les modifications pouvaient toutefois mener à un changement d'une classe d'état lorsque les valeurs étaient proches des limites de classe. Mais cela n'est arrivé que rarement. Le matériel non-EPT des 106 échantillons de 2019 a été déterminé une seconde fois (étape 4). La somme des différences absolues obtenue pour tous les échantillons se monte à 0.37 pour l'IBCH, à 41.71 pour le SPEAR, à 51 taxons pour la diversité taxonomique et à 553 individus pour l'abondance (haut du tableau 2). Par échantillon, la valeur absolue varie en moyenne de 0.004 pour l'IBCH, de 0.39 pour le SPEAR, de 0.48 taxon pour la diversité taxonomique et de 5 individus pour l'abondance. La modification la plus importante concerne le nombre de néozoaires, avec une variation moyenne de 0.5 taxon par échantillon.

Étape 1 : familles non-EPT	Total	%	Médiane	Min	Max
Déterminations	3580	100%	384	168	498
Erreur de détermination	33	0.9%	1	0	23
Erreur lors du tri	7	0.2%	0	0	4
Différence 1 ^{ère} – 2 ^{ème} déter-					
IBCH	0.00	0.00%	0.00	0.00	0.00
Nb. de taxons (famille)	5	1.85%	0	0	3
SPEAR	4.66	1.80%	0.22	0.00	2.12
Groupe indicateur GI (max)	0	0.00%	0	0	0
n = 10 échantillons tests					

Étape 2 : familles EPT	Total	%	Médiane	Min	Max
Déterminations	59948	100%	384	168	498
Différence 1 ^{ère} – 2 ^{ème} déter-					
Abondances	2009	3.35%	10	0	198
IBCH	2.97	4.09%	0.00	0.00	0.21
Nb. d'espèces	57.00	4.66%	0	0	4
SPEAR	237.56	6.97%	1.67	0.01	13.35
Groupe indicateur GI (max)	23.00	3.17%	0.00	0.00	4.00
n = 106 échantillons tests					

Étape 3 : espèces EPT/familles	Total	%	Médiane	Min	Max
Différence 1 ^{ère} – 2 ^{ème} déter-					
Détermination	16	0.31%	0	0	15
IBCH	0.01	0.14%	0.00	0.00	0.00
Nb. de taxons (niveau es-SPEAR)	5	2.60%	0	0	2
Groupe indicateur GI (max)	0	0.00%	0	0	0
n = 10 échantillons tests					

Tab. 1: Résultats des contrôles qualité pour les étapes 1 à 3.

Les différences absolues trouvées ne se répercutent pas directement sur les valeurs d'indice effectives puisque les taxons manquants et supplémentaires peuvent se compenser lors du calcul de l'indice. Les différences sont, en tenant compte de ceci, devenues encore plus faibles (bas du tableau 2)

Différences absolues						
Indicateur	Somme	∂ Moyenne	Médiane	Min	Max	Classe ∂
IBCH 2019	0.37	0.004	0.000	0.00	0.05	–
IBCH 2019 R	0.68	0.006	0.000	0.00	0.11	–
VT	0.60	0.006	0.000	0.00	0.09	–
GI	0.00	0.000	0.000	0.00	0.00	–
SPEAR 2019	41.71	0.394	0.143	0.00	3.45	–
∑ néozoaires*	58	0.547	0	0.00	3.00	–
∑ nb. individus	553	5.217	2	0.00	70	–
∑ taxons	51.00	0.481	0.000	0.00	2.00	–
∑ taxons corrigés	51.00	0.481	0.000	0.00	3.00	–
GI (max.)	0.00	0.000	0.000	0.00	0.00	–
Modifications significatives						
Indicateur	Somme	∂ Moyenne	Médiane	Min	Max	Classe ∂
IBCH 2019	0.16	0.001	0.000	-0.05	0.05	2
IBCH 2019 R	0.04	0.000	0.000	-0.05	0.11	0
VT	0.26	0.002	0.000	-0.09	0.09	0
GI	0.00	0.000	0.000	0.00	0.00	0
SPEAR 2019	-12.9	-0.12	0.000	-3.45	2.22	4
∑ néozoaires*	22	0.208	0.000	-2	3.00	0
∑ nb. individus	53	0.500	0.000	-27	70	0
∑ taxons	13.00	0.123	0.000	-2.00	2.00	0
∑ taxons corrigés	11.00	0.104	0.000	-3.00	3.00	0
GI (max.)	0.00	0.000	0.000	0.00	0.00	0

Tab. 2: Résultats de la seconde détermination de tout le matériel non-EPT. Les différences absolues sont indiquées en haut, les modifications significatives en bas

3 Aspect général

L'aspect général aux stations a été évalué selon la méthode du système modulaire gradué homonyme [Binderheim et al. 2007]. Ce relevé est réalisé à l'aide d'un protocole standardisé qui contient aussi une section relative à l'écomorphologie des cours d'eau.

3.1 État 2019

Les atteintes principales à mentionner pour 2019 sont le colmatage d'origine artificielle, les déchets, ainsi que la formation d'écume stable (mousse) d'origine artificielle. Les autres critères de l'aspect général étaient dans une grande mesure remplis. Les déchets provenant de l'évacuation des eaux ont été négligeables, ce qui indique une bonne séparation des eaux claires des eaux usées. À noter également le faible nombre de stations auxquelles des proliférations d'organismes hétérotrophes visibles à l'œil nu ont pu être observées. Des fortes charges en matières organiques dissoutes (Sphaerotilus) et particulaires (Ciliés) ne se produisent plus dans le réseau NAWA (figure 3).

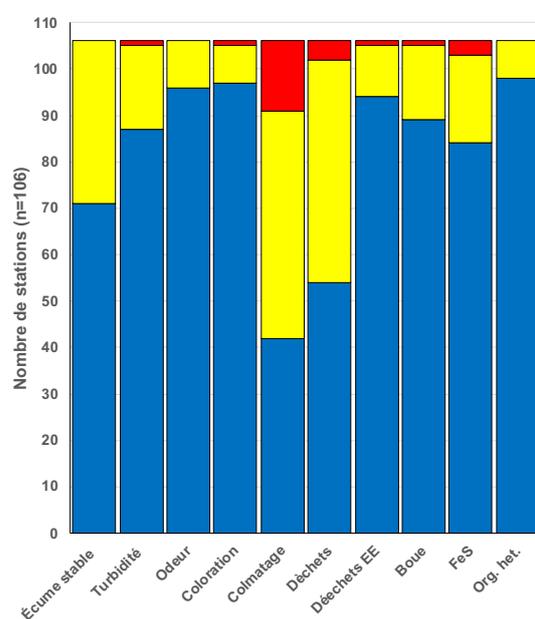


Fig. 3: Répartition pour 2019 des trois classes de qualité pour les 10 critères d'évaluation de l'aspect général (bleu = aucune atteinte, jaune = atteinte faible à moyenne, rouge = atteinte forte).

L'ensemble des critères de l'aspect général était atteint à 12 des 106 stations seulement. Il s'agit principalement de cours d'eau des Préalpes du nord et des régions alpines. Il est réjouissant de trouver dans ce groupe la Steinach. Cette rivière était, il y a quelques années encore, fortement polluée par les

eaux usées de la ville de Saint-Gall. Aujourd'hui, une grande partie de ces eaux usées est directement rejetée de la station d'épuration de Hofen dans le Lac de Constance (la part restante étant drainée dans la Sitter). Viennent ensuite 51 stations auxquelles 1 ou 2 critères n'étaient pas remplis. Pour les 43 stations restantes, 3 critères ou plus ne respectaient pas les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Les trois stations les plus mauvaises se démarquent avec 6 à 7 critères non remplis (Figure 4). Ces cours d'eau ont en commun le fait de drainer des régions exploitées intensivement et dans lesquelles une part considérable des sols étaient autrefois riches en matière organique, ou le sont encore.

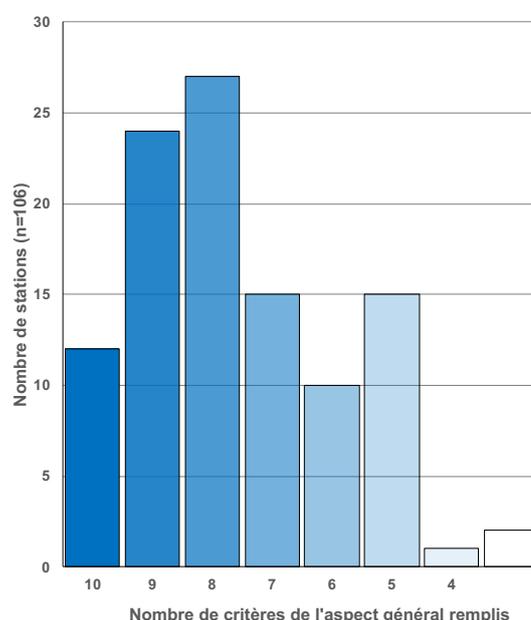


Fig. 4: Répartition des stations selon le nombre de critères de l'aspect général remplis.

3.2 Évolution 2011-2019

Les critères comme la turbidité d'origine artificielle, la coloration, l'écume stable ou l'odeur n'ont qu'une signification momentanée aux stations. La moyenne statistique des 106 stations donne toutefois un aperçu plus durable. D'autres critères comme les taches de sulfure de fer (FeS), les proliférations d'organismes hétérotrophes, l'envasement (boue) ou le colmatage ont une validité temporelle de quelques semaines à plusieurs mois.

3.2.1 Critères physico-chimiques

La formation d'écume stable a légèrement diminué depuis 2011. En 2019, de l'écume stable a encore été observée à près d'un tiers des stations. Le nombre d'observations portant sur la turbidité a

légèrement augmenté, particulièrement entre 2015 et 2019. Une coloration d'origine artificielle a aussi été relevée un peu plus fréquemment. La part de cours d'eau présentant des substances odorantes d'origine artificielle est quant à elle restée relativement stable. La part de cours d'eau envasés était nettement plus élevée en 2019 qu'auparavant. La proportion de cours d'eau présentant un colmatage a, pour sa part, encore plus fortement augmenté. Les déchets solides provenant de l'évacuation des eaux et les autres déchets solides présentent par contre la même distribution au cours des ans (figure 5).

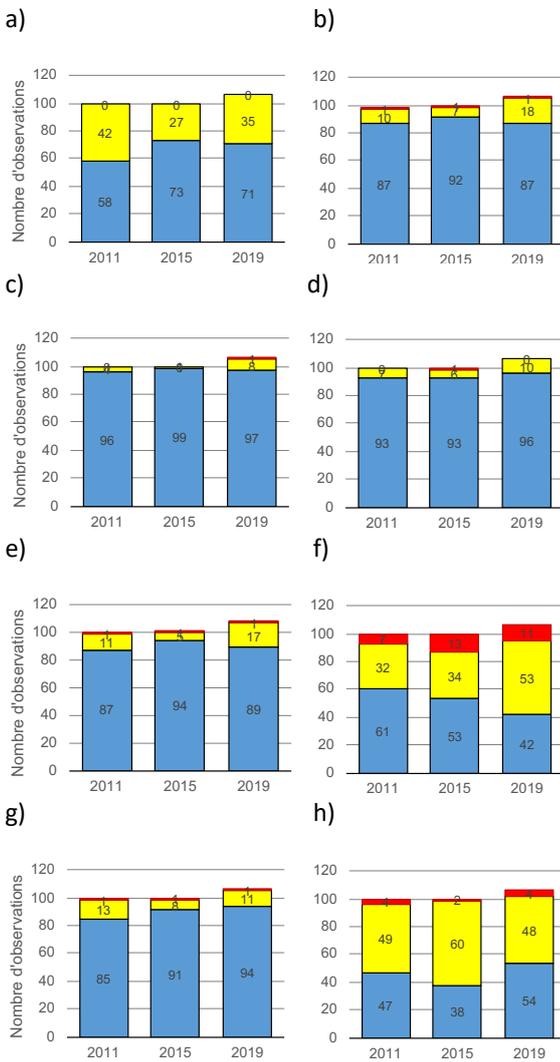


Fig. 5: Évolution temporelle des trois classes d'appréciation de l'aspect général pour les critères : écume stable (a), turbidité (b), coloration (c), odeur (d), boue (e), colmatage (f), déchets provenant de l'évacuation des eaux (g), autres déchets solides (h).

3.2.2 Critères biologiques

Les proliférations d'organismes hétérotrophes ont été observées un peu plus fréquemment en 2019 qu'auparavant. Les taches de sulfure de fer ont aussi été plus fréquentes. La détérioration de ces

deux critères pourrait indiquer une augmentation des charges en matière organique en 2019. Le fait que les débits étaient inférieurs au débit d'étiage Q347 durant la longue période allant de juin à décembre 2018, et qui impliquait donc une dilution moins élevée des rejets durant tout ce laps de temps, rend cette explication plausible (figure 6).

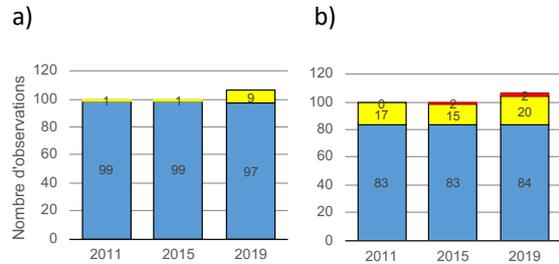


Fig. 6: Évolution temporelle des trois classes d'appréciation de l'aspect général pour les critères : organismes hétérotrophes (a) et sulfure de fer (b).

3.3 Facteurs d'influence

Afin d'établir d'éventuelles corrélations, les critères de l'aspect général ont été comparés entre eux ainsi qu'avec différentes caractéristiques des bassins versants des stations. Les résultats essentiels sont présentés dans les chapitres suivants.

3.3.1 Paramètres influençant le sulfure de fer (FeS)

Les taches de sulfure de fer (FeS) se forment sous conditions anaérobies dans la zone hyporhéique du lit des cours d'eau (dans les interstices des sédiments) par le biais de processus chimiques. Le colmatage et l'envasement du lit du cours d'eau entravent la diffusion de l'oxygène dans les sédiments.

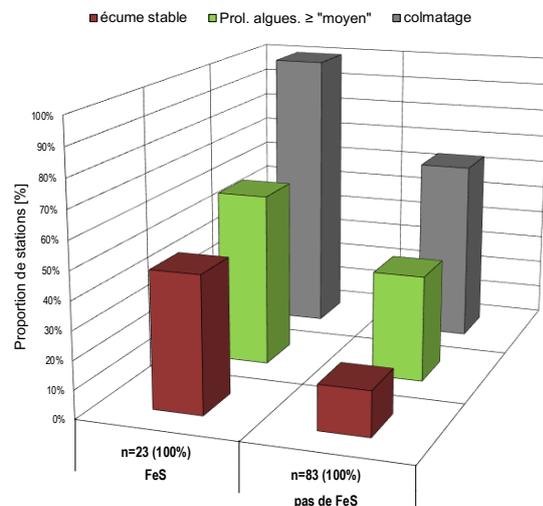


Fig. 7: Formation de sulfure de fer favorisée par l'envasement, la prolifération d'algues et le colmatage. Comparaison de la proportion de stations avec FeS ou sans FeS en fonction de l'importance des trois facteurs explicatifs.

Bien qu'à priori paradoxal, une forte prolifération d'algues peut également favoriser ce processus puisque durant la nuit, une grande biomasse végétale suspend l'assimilation, et ainsi la production d'oxygène, alors que la respiration cellulaire résiduelle, elle, continue à consommer de l'oxygène en grande quantité. La comparaison entre la proportion de stations présentant du FeS et celle ne présentant pas de FeS montre que les trois critères envasement, prolifération d'algues et colmatage ont été nettement moins souvent observés aux stations ne présentant pas de FeS qu'aux stations présentant du FeS (figure 7).

3.3.2 Vignobles et prolifération d'algues

L'analyse des données de l'aspect général montre que le ratio entre stations sans prolifération d'algues et avec prolifération d'algues est cinq fois plus élevé aux stations ayant une part élevée de vignobles dans leur bassin versant que dans les stations n'en ayant que peu (figure 8). La viticulture emploie souvent des produits phytosanitaires contenant du cuivre pour lutter contre le mildiou (p. ex. Cuivre 50 S, Kupfer-Bordo LG). Le cuivre est aussi un puissant algicide. La grande différence entre les deux ratios indique clairement que le cuivre provenant de la viticulture atteint aussi les cours d'eau et y entrave la croissance des algues.

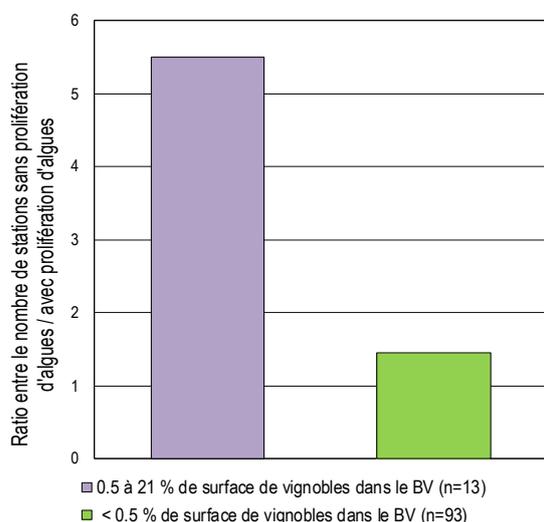


Fig. 8: Ratio entre les stations avec et sans prolifération d'algues pour les bassins versants ayant beaucoup de vignobles et ceux n'en ayant pas ou peu..

3.3.3 Part d'eaux usées et écume stable

Pour les cours d'eau du réseau NAWA, une relation significative est obtenue entre la part d'eaux usées à l'étiage Q347 et la formation d'écume stable (figure 9). La part d'eaux usées est presque trois fois plus importante dans les cours d'eau présentant de

l'écume stable (médiane=19 %) par rapport aux cours d'eau n'en présentant pas (médiane=7 %).

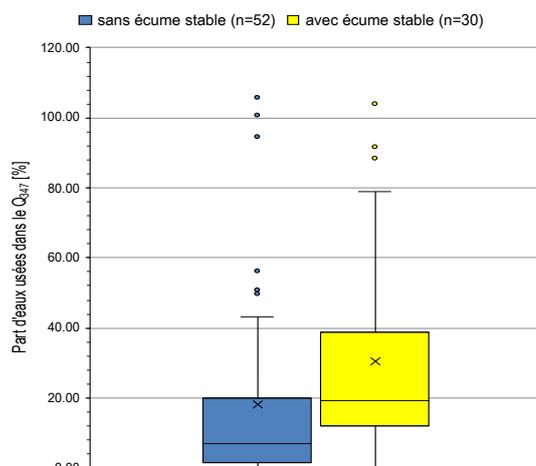


Fig. 9: Part d'eaux usées (au Q347) aux stations présentant de l'écume stable et aux stations n'en présentant pas (différence significative, $p=0.01$).

3.3.4 Part d'eaux usées et odeurs

Les données de l'aspect général montrent aussi que les odeurs d'origine artificielle sont corrélées de manière significative avec la part d'eaux usées à l'étiage Q347. La médiane des parts d'eaux usées est de 43 % pour les stations présentant une odeur et de 9 % pour les stations n'en présentant pas (figure 10).

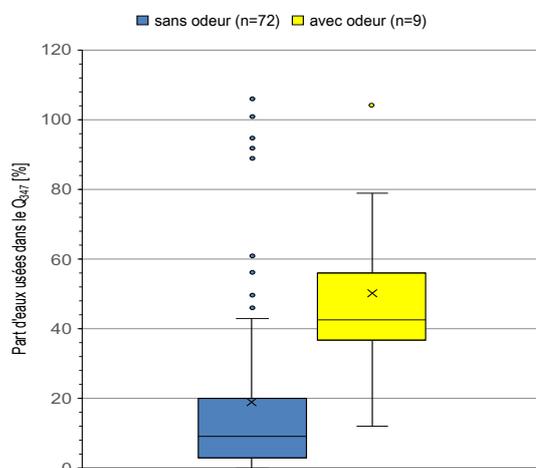


Fig. 10: Part d'eaux usées (au Q347) aux stations présentant une odeur d'origine artificielle et aux stations n'en présentant pas (différence significative, $p=0.05$).

3.3.5 Part d'eaux usées et prolifération d'organismes hétérotrophes

Les stations avec ou sans prolifération d'organismes hétérotrophes se distinguent clairement en fonction de leur part d'eaux usées à l'étiage Q347. Les stations auxquelles des proliférations d'organismes hétérotrophes sont observées doivent présenter une part plus élevée de matières organiques dégradables, particulaires et dissoutes (figure 11).

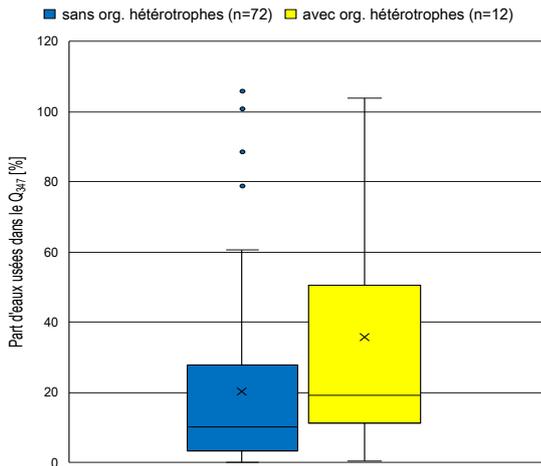


Fig. 11: Part d'eaux usées (au Q₃₄₇) aux stations présentant des proliférations d'organismes hétérotrophes et aux stations n'en présentant pas (différence non significative, $p=0.05$).

3.3.6 Couverture forestière et colmatage

La couverture forestière réduit l'érosion des sols et ainsi l'apport de sédiments fins dans le cours d'eau. Le risque d'un remplissage de l'espace interstitiel des sédiments est donc moins élevé. Ceci est aussi observé pour le réseau NAWA. Les stations présentant un fort colmatage ont nettement moins de couverture forestière dans leur bassin versant que les stations présentant un colmatage moyen à faible ou celles n'en présentant pas (figure 12). La différence est significative.

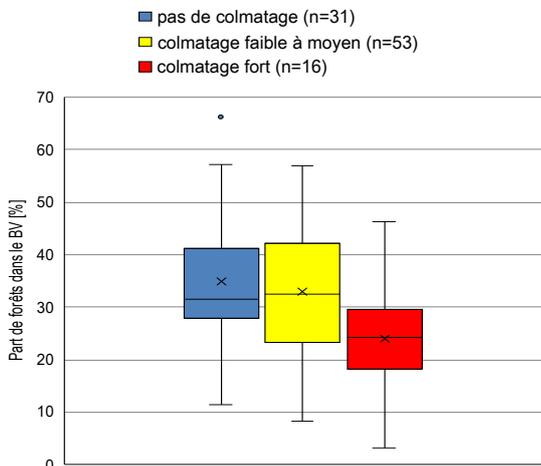


Fig. 12: Part de surfaces forestières pour les stations ne présentant pas de colmatage, pour les stations présentant un colmatage faible à moyen et pour les stations présentant un colmatage fort (la différence entre la part de forêt pour un colmatage faible à moyen et celle pour un colmatage fort est significative, $p=0.05$).

3.4 Aspect général et indicateurs du macrozoobenthos

Les résultats de l'aspect général ne permettent de tirer des conclusions sur le macrozoobenthos que de manière limitée. L'analyse de corrélation montre qu'il n'y a pas de relation suffisante et sûre entre les

indicateurs du macrozoobenthos et les critères de l'aspect général pris un à un (tableau 3). Le coefficient de corrélation r le plus élevé est trouvé entre le groupe indicateur (GI) et la somme des critères envasement, colmatage et sulfure de fer. Lors d'envasement et de colmatage, l'espace interstitiel des sédiments, qui est l'habitat principal du MZB, est rempli. Ceci empêche le renouvellement en oxygène et y favorise ainsi des conditions anaérobies.

Critères	IBCH	VT	GI
Écume stable (mousse)	-0.112	-0.044	-0.181
Turbidité	0.030	0.022	0.034
Odeur	-0.112	-0.044	-0.181
Coloration	-0.038	-0.064	0.006
Colmatage (Colm)	-0.278	-0.200	-0.319
Envasement (Env)	-0.153	-0.076	-0.225
Sulfure de fer (FeS)	-0.204	-0.078	-0.330
Prolif. org. hétérotr.	0.029	0.044	0.000
Déchets solides	-0.218	-0.165	-0.239
Déchets EE	-0.007	0.005	-0.022
Colm+Env+FeS	-0.325	-0.189	-0.436

Tab. 3: Coefficients de corrélation r entre les critères de l'aspect général et les indicateurs du macrozoobenthos (IBCH, VT, GI).

Il est fort probable que cet effet en chaîne impacte fortement le macrozoobenthos (figure 13). Les taxons des groupes indicateurs élevés ont effectivement besoin de sédiments riches en oxygène et dans lesquels la circulation est bonne.

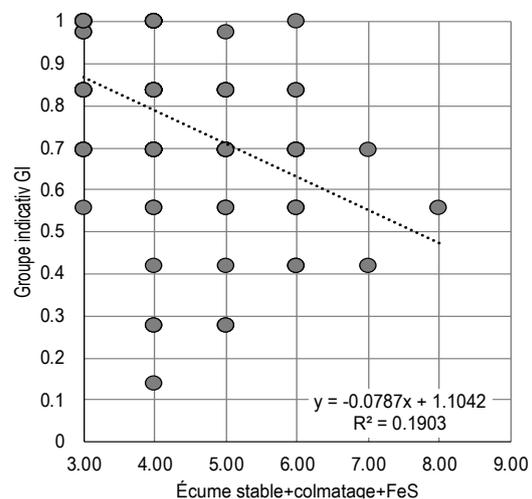


Fig. 13: Dépendance entre l'indicateur GI et la somme des critères envasement, colmatage et FeS ($n=106$). L'axe des x représente la somme des points d'évaluation (1 à 3) obtenus pour les trois critères

Les déchets provenant de l'évacuation des eaux et les autres déchets ne concernent que marginalement les conditions d'habitat du macrozoobenthos. Pour les paramètres restants, les variations sont trop aléatoires au cours du temps pour que des valeurs représentatives des conditions moyennes puissent apparaître.

4 Écomorphologie

L'écomorphologie du cours d'eau est relevée à la surface d'échantillonnage (10 x largeur du lit) lors du prélèvement du macrozoobenthos. Les relevés sont effectués selon la méthode du module Écomorphologie niveau R.

4.1 Écomorphologie aux stations

Les critères relevés comprennent la largeur du lit mouillé, la variabilité de la largeur du lit mouillé, la variabilité de la profondeur, la présence de bois mort dans le cours d'eau, l'aménagement du fond du lit, le renforcement du pied des berges ainsi que la largeur et la nature des rives.

4.1.1 Largeur des cours d'eaux aux stations NAWA

La largeur du lit mouillé des stations NAWA est de 16 m en moyenne et varie de 0.7 m à 60 m. La largeur du lit est ≤ 20 m à 75 % des stations (figure 14).

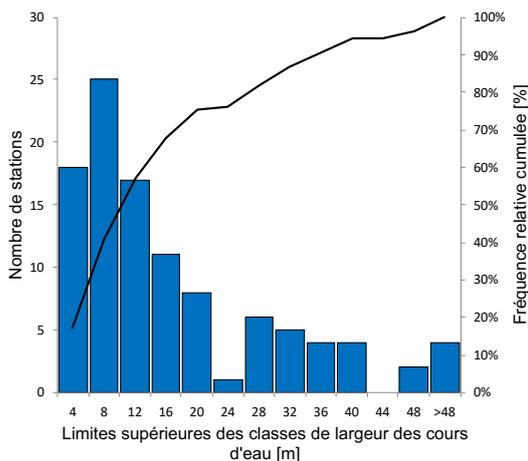


Fig. 14: Répartition des 106 stations du réseau NAWA en fonction de la largeur du cours d'eau.

4.1.2 Variabilité de la largeur et profondeur, présence de bois mort

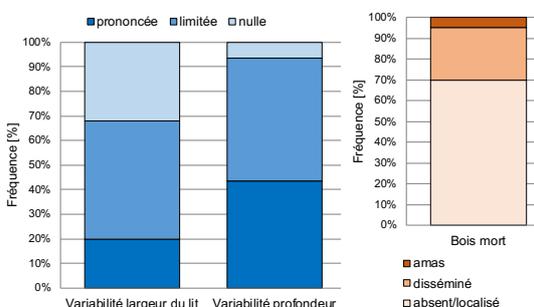


Fig. 15: Répartition de la variabilité de la largeur du lit et de la variabilité de la profondeur des cours d'eau et présence de bois mort.

Seules 21 % des stations NAWA présentent une variabilité prononcée de la largeur du lit alors que 30

% n'en présentent pas du tout. La variabilité de la profondeur est toutefois nettement meilleure. Elle est nulle à 7 stations seulement et varie de manière prononcée à 46 stations (figure 15). Le bois mort est absent du cours d'eau à 70 % des stations et présent de manière disséminée à 25 % des stations. Seules 5 % des stations présentent des amas de bois d'origine naturelle.

4.1.3 Renforcement du pied de berge aux stations NAWA

Le pied de berge est renforcé sur ≥ 60 % de la longueur du tronçon échantillonné à plus de la moitié des 106 stations. Le pied de berge est renforcé sur 100 % à 45 stations pour la rive gauche et à 43 stations pour la rive droite. Les renforcements sont presque tout le temps composés de matériaux perméables. Le renforcement du pied de berge est nul à environ un quart des stations (figure 16)

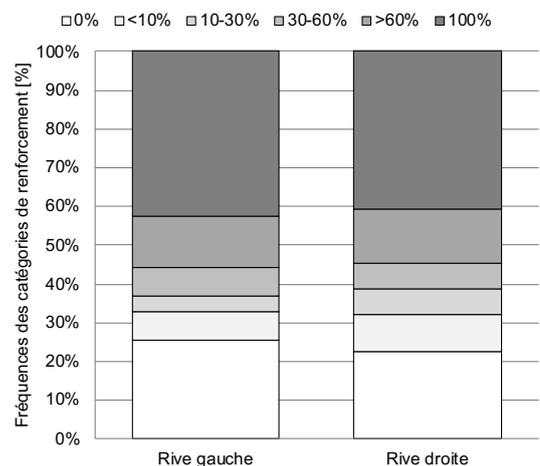


Fig. 16: Répartition des catégories de renforcement du pied de berge en rives gauche et droite.

4.1.4 Relation entre largeur morphologique totale et largeur du lit mouillé

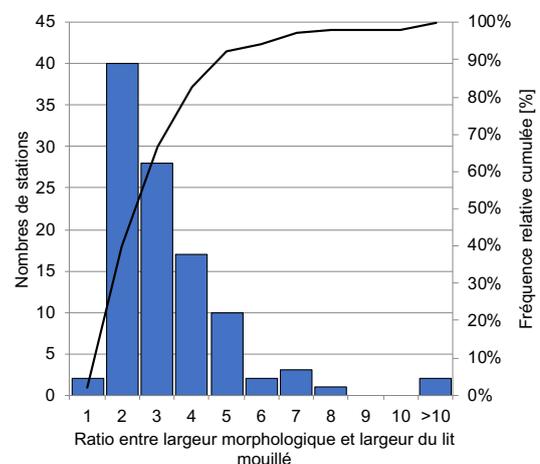


Fig. 17: Répartition des stations du réseau NAWA en fonction du ratio entre la largeur morphologique totale et la largeur du lit mouillé.

Sur l'ensemble des stations du réseau NAWA, la somme de la largeur des deux rives est de 16 m en moyenne, ce qui est environ équivalent à la largeur moyenne du lit mouillé. La largeur des rives varie entre 0 et 55 m. Pour environ 60 % des stations, la largeur morphologique totale est égale à trois fois la largeur du lit mouillé (figure 17).

4.1.5 Nature des rives aux stations NAWA

Les rives gauches des stations NAWA sont un peu plus typiques d'un cours d'eau que les rives droites. Dans le réseau NAWA, 60 % à 65 % des rives sont typiques d'un cours d'eau, 30 % sont atypiques et 5 à 10 % sont artificielles.

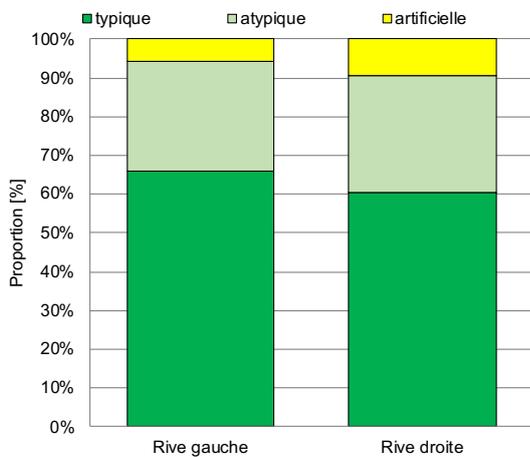


Fig. 18: Nature des rives aux 106 stations du réseau NAWA.

4.2 Influence de l'écomorphologie sur le macrozoobenthos

Critères morphologiques	IBCH	VT	GI
Largeur moyenne	0.349	0.346	0.273
Mis sous terre	-	-	-
Nombreux seuils naturels	-0.045	-0.048	-0.066
Variabilité de la largeur du lit	0.192	0.156	0.122
Variabilité de la profondeur	0.210	0.189	0.145
Aménagement du fond du lit	-0.060	-0.100	-0.042
Matériau de l'aménagement du fond du lit	-0.081	-0.024	-0.071
Bois mort dans le lit	0.017	-0.030	0.005
Renforcement du pied de berge gauche	0.036	0.099	0.054
Renforcement du pied de berge droite	-0.046	0.003	-0.005
Perméabilité du pied de berge gauche	-0.218	-0.289	-0.176
Perméabilité du pied de berge droite	-0.030	-0.113	0.009
Largeur de la rive gauche	0.196	0.116	0.267
Largeur de la rive droite	0.188	0.108	0.190
Nature de la rive gauche	-0.097	-0.115	-0.117
Nature de la rive droite	-0.009	-0.011	0.006
Renforcement du pied de berge des deux côtés	-0.005	0.057	0.027
Largeur totale des rives	0.240	0.140	0.280
Nature des rives des deux côtés	-0.056	-0.067	-0.058

Tab. 4: Coefficients de corrélation r entre les paramètres locaux de l'écomorphologie et les indicateurs du macrozoobenthos (IBCH, VT, GI) pour le réseau NAWA.

L'influence de l'écomorphologie locale sur les indicateurs du macrozoobenthos (IBCH, VT, GI) a été étudiée via une analyse de corrélation (tableau 4). Celle-ci montre que l'écomorphologie locale n'a pas d'influence notable sur la composition du macrozoobenthos au sein de la surface d'échantillonnage, c'est à dire à l'endroit où ont été effectués les prélèvements. Ce résultat n'est pas étonnant puisque la présence d'une espèce dépend moins de l'existence d'un habitat dans le tronçon échantillonné que de la présence de cet habitat en grand nombre à l'amont. La superficie doit effectivement être bien plus grande pour qu'une population puisse se maintenir.

Une faible corrélation est trouvée entre la largeur du lit du cours d'eau et les indices IBCH et VT. Plus le cours d'eau est large, plus les indicateurs sont bons (figures 19 et 20).

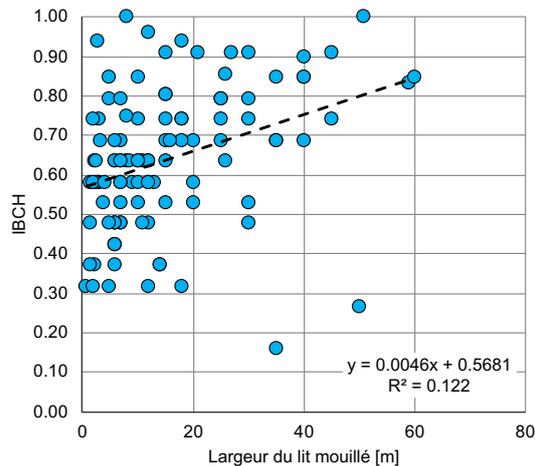


Fig. 19: Corrélation entre l'IBCH et la largeur du lit mouillé (n=106).

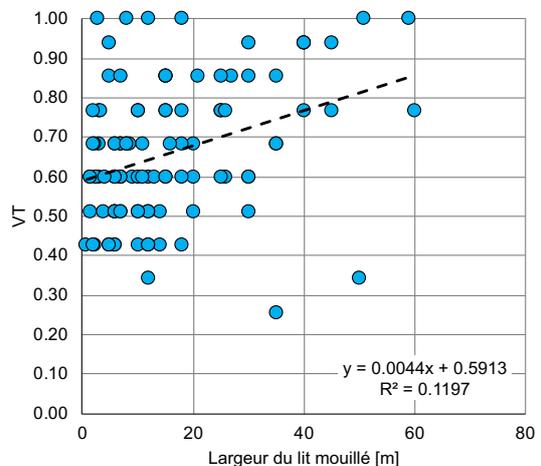


Fig. 20: Corrélation entre la classe de variété VT et la largeur du lit mouillé (n=106).

5 Diversité taxonomique

Dans ce chapitre, la diversité taxonomique se réfère au nombre de familles, la famille étant le niveau de détermination exigé par l'IBCH. Elle est l'un des deux paramètres déterminants pour le calcul de l'IBCH.

5.1 Diversité taxonomique des IBCH 2019

Le nombre de taxons va de 12 taxons dans la Vispa (CH_016_VS) à 46 dans le Chemibach (CH_072_TG). La moyenne est de 29 taxons par station et la médiane de 30 taxons. La répartition en fonction des régions biogéographiques montre que les diversités taxonomiques les plus basses sont trouvées dans les régions alpines, en particulier dans les Alpes centrales. Sur le Plateau, la diversité est en moyenne de 29 taxons, bien qu'il y ait plus de taxons dans la partie est du Plateau que dans la partie ouest. Les diversités les plus élevées ont été observées dans le Jura (figure 21). Les "hotspots" de diversité sont les bassins versants de la Birs et de la Thur.

Les faibles diversités taxonomiques observées dans les régions alpines sont dues aux conditions plus inhospitalières que l'on trouve dans ces cours d'eau, notamment des ressources en nutriments plus limitées et des températures plus basses. S'y ajoute probablement la présence d'une dynamique

d'éclusées plus marquée dans le Rhône et ses affluents, ainsi que dans le Landquart, l'Engstligen, l'Urner Reus, l'Inn, l'Engelberger Aa et la Sarner Aa (figure 22).

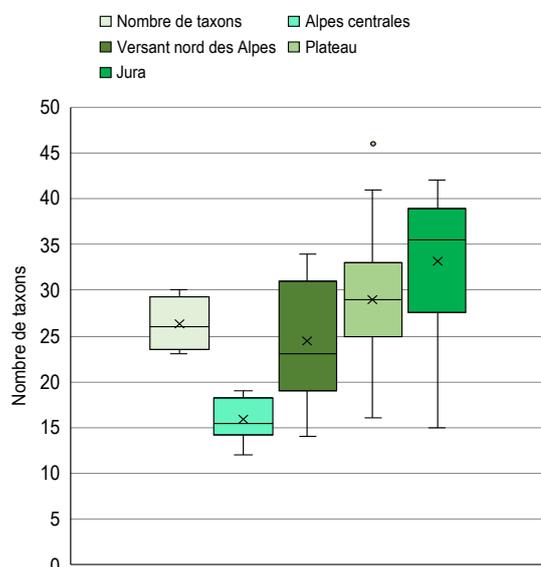


Fig. 21: Répartition du nombre de familles au sein du macrozoobenthos en fonction des régions biogéographiques de Suisse (n=106).

La station CH_153_NE du Doubs constitue un cas spécial. Le niveau du Lac des Brenets tomba de presque 18 m entre mi et fin 2018, ce qui assécha quasi complètement le Doubs entre l'exutoire du lac et le Saut du Doubs.

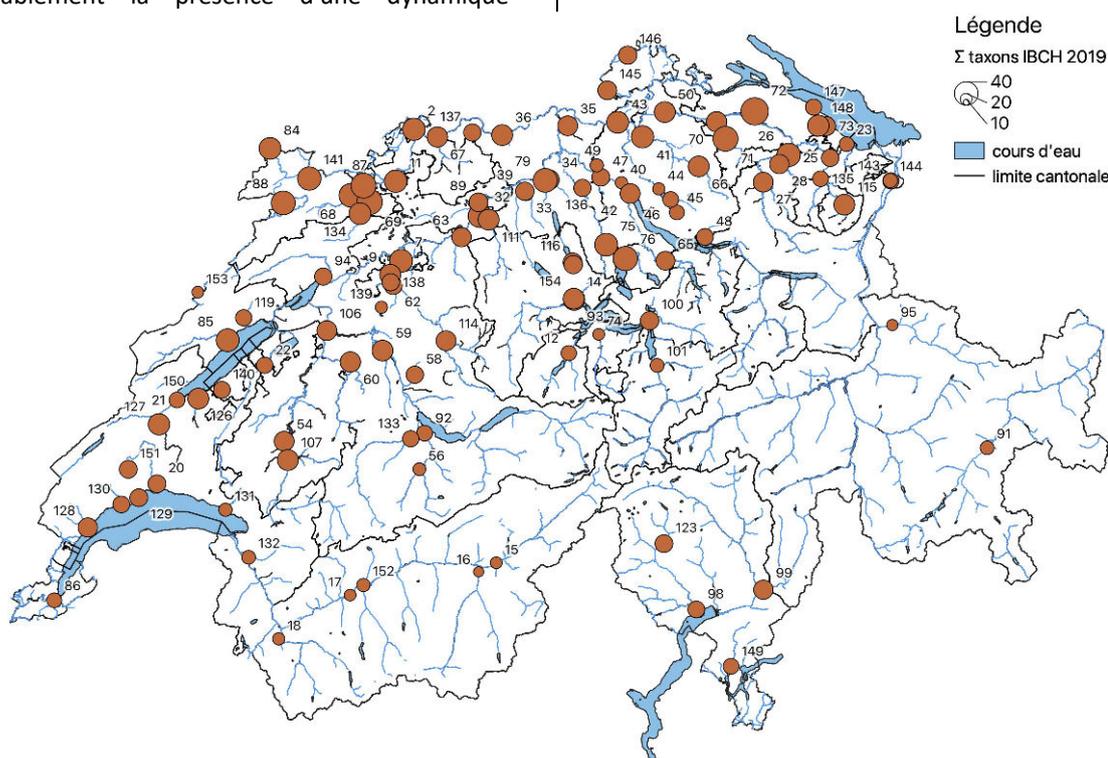


Fig. 22: Nombre de taxons du macrozoobenthos (familles) aux stations du réseau NAWA en 2019. Les nombres indiqués sur la carte représentent les numéros d'identification des stations.

L'assèchement d'une grande partie du lit du cours d'eau a fortement décimé la génération hivernale du macrozoobenthos.

En 2019, la moitié des stations du réseau NAWA présentaient 26 à 35 taxons déterminés au niveau de la famille (figure 23). Un tiers des stations hébergeaient 16 à 25 taxons, alors que 6 stations hébergeaient 11 à 15 taxons. Seules 3 stations présentaient plus de 40 taxons. Il s'agissait, en plus du Chemibach déjà mentionné plus haut, de la Murg, qui est un affluent de la Thur, et de la Scheulte dans le Jura.

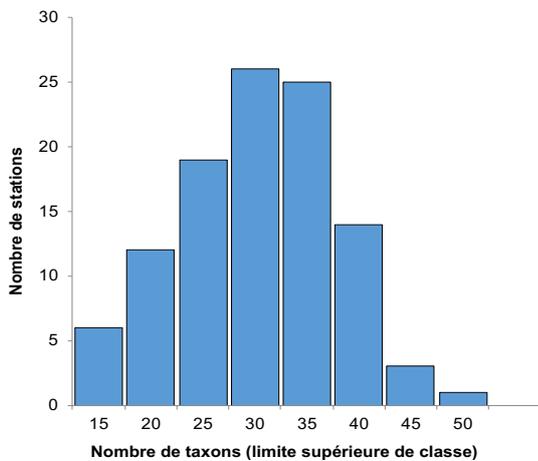


Fig. 23: Répartition des stations du réseau NAWA selon leur classe de variété taxonomique (n=106).

5.2 Évolution 2012-2019

L'accroissement entre 2015 et 2019 du nombre de taxons, équivalant à 6 taxons supplémentaires en moyenne par station, a intrigué tous les responsables de la campagne 2019 (figure 24).

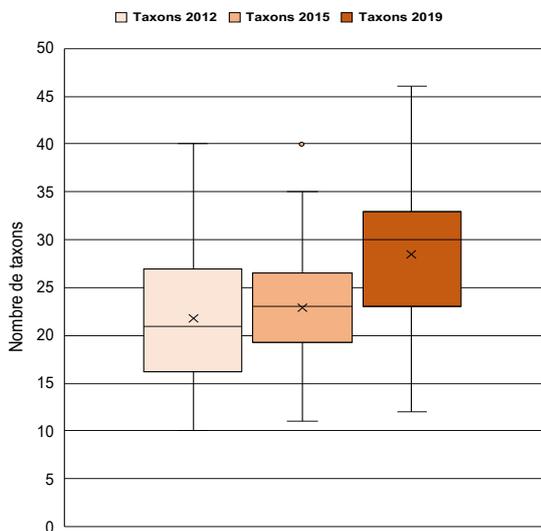


Fig. 24: Évolution du nombre de familles aux stations du réseau NAWA (n=88) pour la période de 2012 à 2019. La différence entre 2015 et 2019 est significative (p=0.001).

Une telle évolution nécessite un examen des raisons ayant mené à cet état de fait. L'OFEV a donc formé un groupe d'experts qui formula des hypothèses vérifiables à l'aide des données existantes. Celles-ci ont été examinées dans un projet séparé [Harberthür et al. 2021]. Les effets dus à la méthodologie ainsi que ceux dus à une modification des conditions environnementales entre les deux campagnes de prélèvement, ou encore la somme des deux, ont été pris en compte. L'analyse n'a pu expliquer que la moitié de la différence, alors que l'autre moitié, sur la base des données existantes, n'a pas pu être justifiée. Trois autres programmes de surveillance à long terme (MBD, AG et VD) indiquent de manière concordante une augmentation de la diversité taxonomique équivalente en moyenne à 0.5 taxon supplémentaire par an. Cette évolution est considérée comme une tendance de fond sur le long terme. En raison des conditions d'écoulement différentes entre 2019 et 2015, il faut y ajouter une augmentation de 0.125 taxon par an.

5.2.1 Différence de la fréquence d'occurrence de chaque taxon entre 2015 et 2019

En 2019, 5 taxons ont été trouvés moins fréquemment qu'en 2015. En fonction du taxon, la différence est de 5 à 10 occurrences (=observé à 5-10 stations en moins).

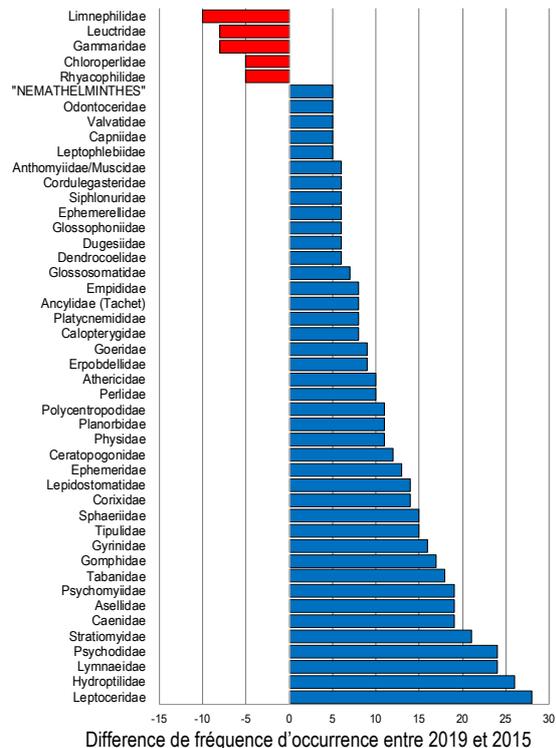


Fig. 25: Répartition, pour chaque taxon IBCH, de la différence (≥5) entre la fréquence d'occurrence de 2019 et à la fréquence d'occurrence de 2015.

Par contre, 41 taxons ont été observés de 5 à 27 fois plus souvent en 2019 qu'en 2015 (=observé à 5-27 stations en plus). Les différences importantes (>10) se répartissent de manière homogène sur un grand nombre d'ordres taxonomiques (Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Diptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Gastropoda, Bivalvia). Aucune tendance en fonction des groupes taxonomiques n'est reconnaissable (figure 25).

5.2 Différence de fréquence d'occurrence et nombre moyen d'individus pour chaque taxon

La figure 26 se lit de la manière suivante : chaque point correspond à un taxon IBCH. L'axe des X indique à combien de reprises un taxon a été observé plus souvent (différence positive) ou moins souvent (différence négative) en 2019 par rapport à 2015. L'axe des Y indique, pour ce taxon, le nombre moyen d'individus trouvés en 2019. Lorsque l'on compare pour chaque taxon sa différence de fréquence d'occurrence entre 2019 et 2015 et son nombre moyen d'individus, on remarque que les taxons ayant peu d'individus (1 à 10) ont généralement été observés plus fréquemment en 2019 qu'en 2015 (figure 26). Les taxons observés plus souvent en 2015 qu'en 2019 (taxons ayant une valeur négative sur l'axe des X) ont un comportement inverse avec des nombres moyens d'individus situés entre >10 et 1000 individus.

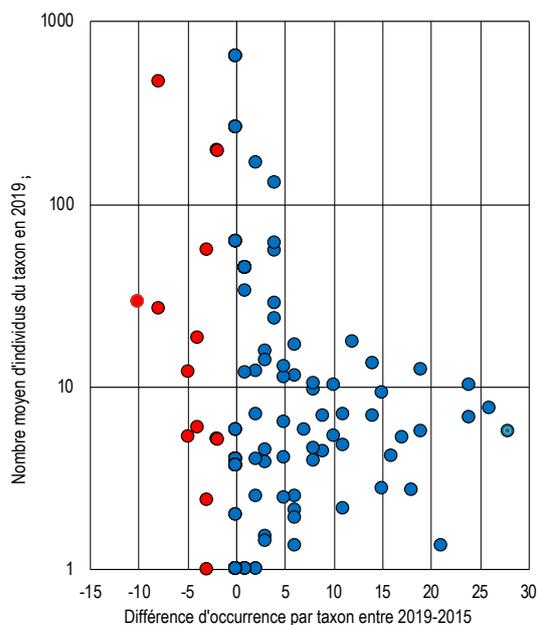


Fig. 26: Répartition des taxons IBCH en fonction de leur différence de fréquence d'occurrence entre 2019 et 2015 et de leur nombre moyen d'individus en 2019 (n=172).

L'étude des causes ayant mené à cet état de fait [Haberthür et al. 2021] a montré que concernant

l'accroissement du nombre de taxons entre 2015 et 2019, il fallait différencier une composante à long terme, qui correspond à une augmentation de 2 taxons, et une composante à court terme, qui correspond à une augmentation de 4 taxons. Pour la composante à court terme, et sous réserve d'une évaluation statistique faible, la différence de fréquence des débits de pointe entre les deux campagnes peut expliquer une variation de 0.5 taxon. Les hypothèses étudiées n'ont pas livré d'explications concluantes pour les 3.5 taxons manquants. Le résultat de la figure 26 pourrait aussi indiquer un effet dû à la méthodologie employée. L'obligation en 2019 de trier tous les individus EPT impliquait un traitement plus intensif des échantillons au laboratoire, qui aurait permis de trouver plus fréquemment les taxons possédant peu d'individus.

5.3 Différence printemps/été

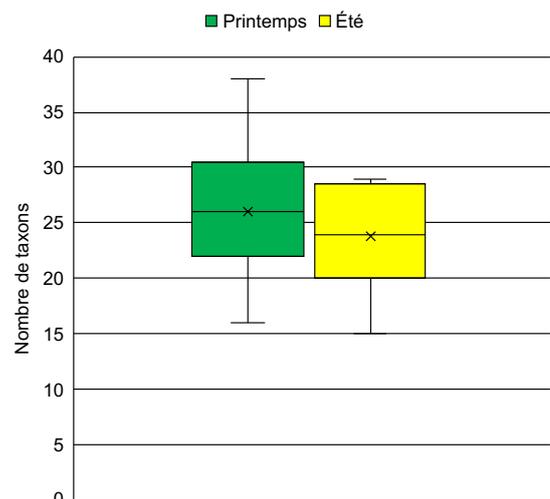


Fig. 27: Comparaison pour les petits cours du nombre de taxons au printemps et en été (n=13).

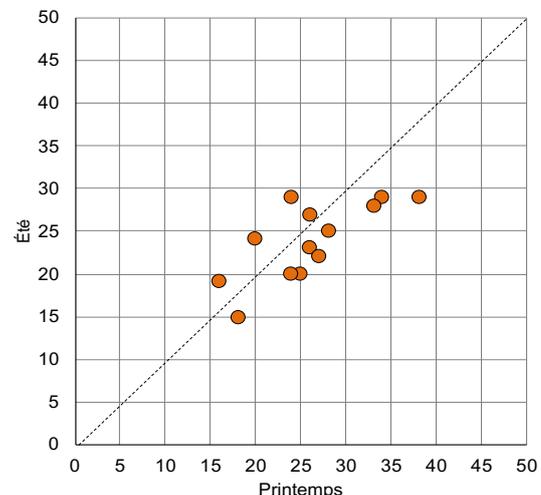


Fig. 28: Écart entre le nombre de taxons au printemps et en été dans les petits cours d'eaux (n=13).

Dans le cadre du programme "Petit cours d'eau", 13 stations ont été prélevées à la fois au printemps et en été. Quatre prélèvements supplémentaires seront encore effectués jusqu'en été 2021. En été, en moyenne 2 taxons de moins ont été trouvés qu'au printemps, faisant passer la moyenne et la médiane de 26 à 24 taxons. Cette différence n'est pas significative (figure 27). La plus grande variation entre printemps et été, avec une différence de 9 taxons, fut observée dans l'Erveratte à la stations CH_141_JU. La diversité taxonomique la plus faible, avec 15 taxons, a été relevée en été 2019 dans le Canal d'Uvrier à la station CH_152_VS (figure 28).

5.4 Paramètres influençant la diversité taxonomique

Une analyse de corrélation a été effectuée entre la diversité taxonomique trouvée aux stations d'une part, et les caractéristiques ainsi que les facteurs environnementaux des bassins versants respectifs d'autre part. La meilleure corrélation a été trouvée pour la part de surfaces improductives (rochers, éboulis, névés et glaciers ; $r=0.46$) ainsi que pour la part de surfaces forestières ($r=0.34$).

5.4.1 Diversité taxonomique et surfaces improductives

Une corrélation négative existe entre la diversité taxonomique et la part de surfaces improductives (figure 29). Sur la base de la relation linéaire obtenue, le nombre de taxons chute de 50 % entre les stations ne possédant pas de surfaces improductives dans leur bassin versant et la station possédant 72 %.

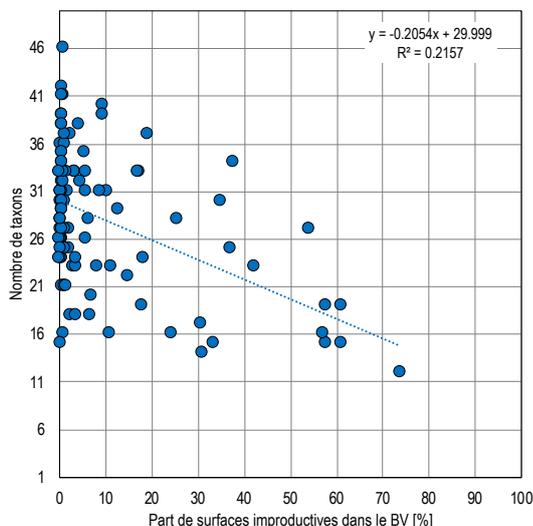


Fig. 29: Relation aux stations NAWA (n=106) entre la diversité taxonomique et la part de surfaces improductives dans le bassin versant [%].

Les stations dont les bassins versants contiennent plus de 20 % de surfaces improductives se trouvent toutes dans les régions alpines où la période de végétation est courte, les conditions climatiques rudes et les ressources en nutriment limitées. La productivité dans ces régions est donc plus basse et relativement peu de taxons sont naturellement adaptés à ces conditions. De plus, nombre de ces cours d'eau subissent un régime d'écluesées.

5.4.2 Diversité taxonomique et surfaces forestières

La part de surfaces forestières dans les bassins versants des stations influence quant à elle la diversité taxonomique de manière positive (figure 30). Le nombre de taxons augmente en moyenne de 13 taxons (relation linéaire) entre les stations ayant 0 % de surfaces forestières dans leur bassin versant et celles en ayant 50 %.

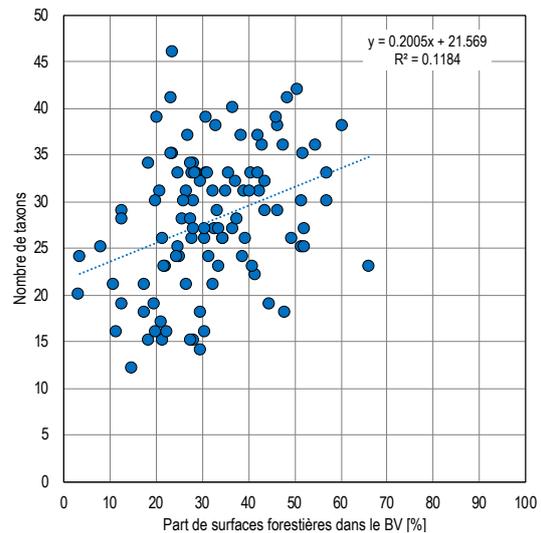


Fig. 30: Relation aux stations NAWA (n=106) entre la diversité taxonomique et la part de surfaces forestières dans le bassin versant [%].

6 IBCH

Une version légèrement modifiée de l'IBCH (IBCH_2019) a été utilisée lors du NAWA 2019. Un facteur de correction, déterminé sur la base du régime d'écoulement de chaque cours d'eau (régime IBCH-Q), est maintenant appliquée. L'évaluation a par ailleurs été normalisée sur une échelle allant de 0 à 1. Toutes les données NAWA antérieures ont été réévaluées selon l'IBCH_2019 afin de pouvoir être comparées aux résultats de 2019.

6.1 IBCH 2019

Parmi les 106 stations étudiées, l'analyse du macrozoobenthos indique que l'état écologique était *très bon* à 32 stations (30 %), *bon* à 48 stations (45 %), *moyen* à 21 stations (20 %) et *médiocre* à 5 stations (5 %). La plus mauvaise classe de qualité (*mauvais*) n'a pas été observée. En ce qui concerne le macrozoobenthos, 80 stations (75 %) remplissent ainsi en 2019 les objectifs écologiques des alinéas 1a, b et 3c du chiffre 1 de l'Annexe 1 de l'Ordonnance sur la protection des eaux (figure 31). Les stations ne remplissant pas les objectifs se trouvent principalement sur le Plateau est et ouest. Les 4 autres stations ne remplissant pas les objectifs sont situées dans le Jura, les Alpes centrale, les Préalpes et le Versant sud des Alpes (figure 32).

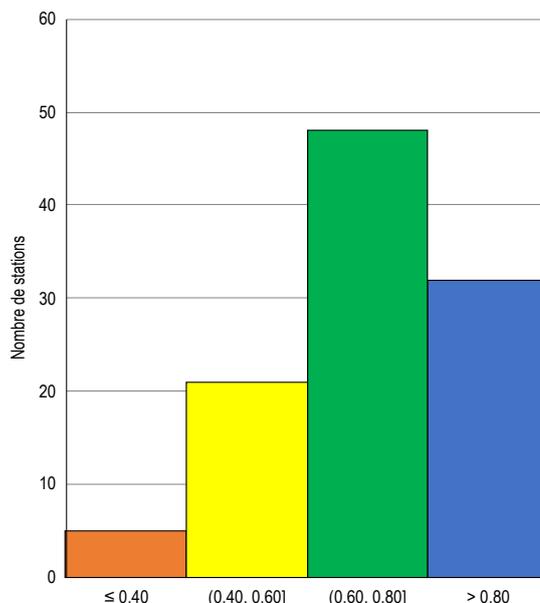


Fig. 31: Répartition 2019 des stations NAWA au sein des différentes classes de qualité de l'IBCH (n=106).

Les 5 évaluations *médiocres* se situent dans le Canton de Zürich (Glatt, Furtbach, Limmat), de Neuchâtel (Doubs) et du Valais (Canal d'Uvrier).

Les résultats obtenus ne sont toutefois pas très robustes. En moyenne, et sur l'ensemble des stations, la médiane et la moyenne des IBCH s'abaissent d'un quart de classe de qualité lorsque l'on supprime le taxon ayant la meilleure valeur indicatrice.

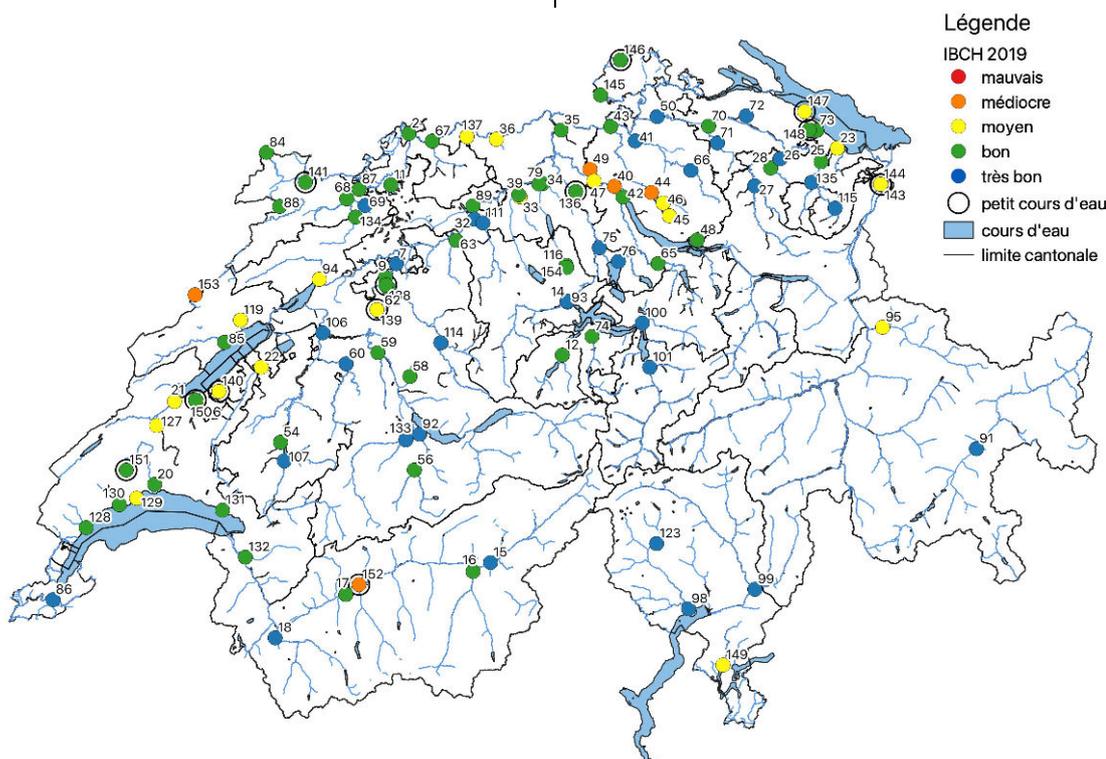


Fig. 32: Répartition géographique des classes de qualité IBCH au sein du réseau NAWA (n=106).

Pour le printemps 2019, les 13 petits cours d'eau présentait en moyenne des IBCH d'une demi classe de qualité environ plus bas que ceux de l'ensemble des stations NAWA. Les valeurs IBCH des petits cours d'eaux s'abaissent également d'un quart de classe de qualité en moyenne lorsque le taxon ayant la meilleure valeur indicatrice est supprimé, bien que la dispersion des valeurs soit alors plus grande (figure 33).

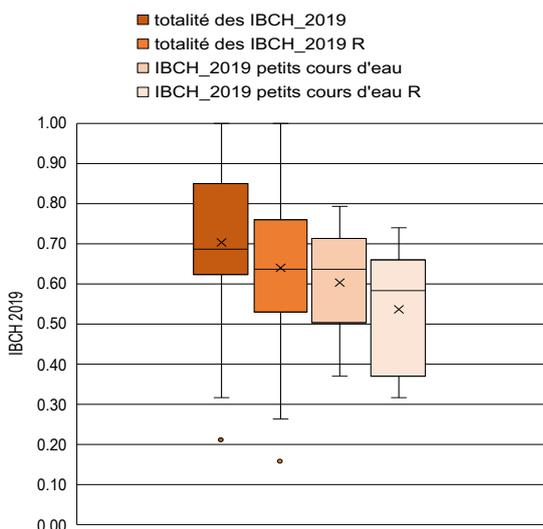


Fig. 33: Robustesse (IBCH_2019R) des indices IBCH 2019 de l'ensemble des stations NAWA (n=106) et des petits cours d'eau seulement (n=13).

Avec une relation linéaire entre la variable classe de variété taxonomique (VT) et la variable groupe indicateur (GI) de pente égale à 0.71, la variable VT de 2019 est, lors du calcul des IBCH, plus déterminante à hauteur de 30 %. Ceci ne doit pas toujours être le cas. Une perte de diversité peut être compensée dans l'IBCH par une composition faunistique "plus sensible".

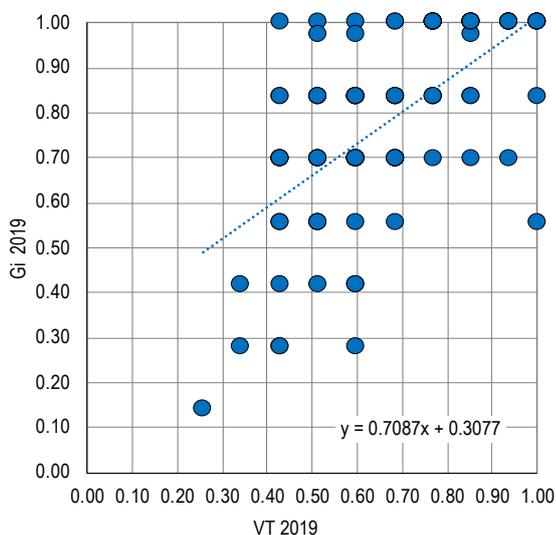


Fig. 34: Poids des deux variables VT et GI lors du calcul des valeurs IBCH (n=106).

6.2 Évolution 2012-2019

Comme pour la diversité taxonomique, l'IBCH a brutalement augmenté d'une demi classe de qualité environ entre 2015 et 2019, avec une moyenne passant de 0.63 à 0.75 et une médiane passant de 0.63 à 0.74 (figure 35). Les causes de cette évolution ont déjà été exposées dans le chapitre 4.2.

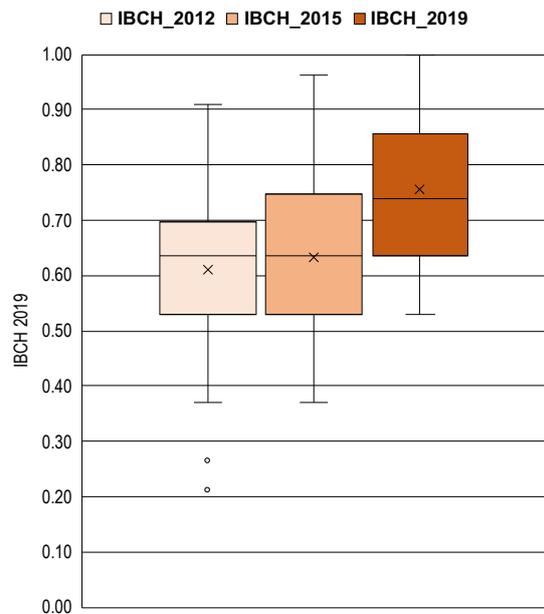


Fig. 35: Évolution des IBCH de 2012 à 2019.

6.2.1 Évolution spatiale des IBCH

De 2015 à 2019, l'IBCH s'est amélioré d'une classe de qualité à 41 stations. Les améliorations y étaient parfois faibles mais toutefois suffisantes pour qu'un changement de classe ait lieu. L'état s'est même amélioré de 2 classes de qualité à 4 stations. Les conditions se sont dégradées à 6 stations. Les améliorations se situent principalement sur le Plateau, avec toutefois des améliorations plus faibles sur le Plateau ouest que sur le Plateau est, ainsi que dans le Jura. Les classes de qualité n'ont pas varié aux 37 stations restantes (figure 36). Sur l'intégralité de la période 2012-2019, l'état s'est amélioré d'une classe de qualité à 35 stations et de 2 classes à 8 stations. L'état à la station CH_050_ZH le long de la Thur s'est même amélioré de 3 classes de qualité. L'état n'a pas évolué à 37 stations alors qu'il s'est détérioré d'une classe de qualité à 6 stations (figure 37). La dégradation peut être expliquée pour 3 de ces stations. En effet, un aménagement des eaux a eu lieu dans la Thièle avant l'échantillonnage de la station (CH_021_NE) alors qu'une présence massive de gammaridés carnivores invasifs, décimant les populations locales d'insectes, a été constatée depuis



Fig. 36: Évolution des classes de qualité IBCH entre 2015 et 2019 pour l'ensemble des 88 stations du réseau NAWA.

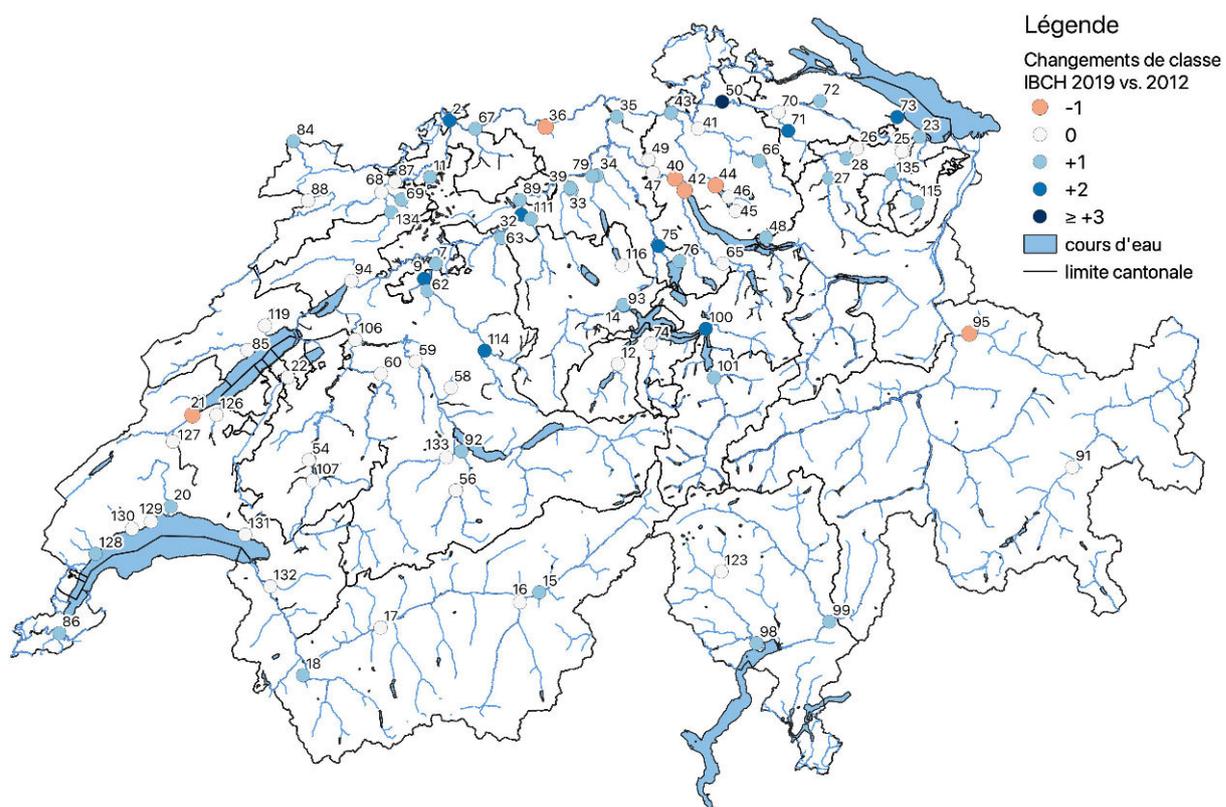


Fig. 37: Évolution des classes de qualité IBCH entre 2012 et 2019 pour l'ensemble des 88 stations du réseau NAWA.

2018 dans la Limmat à Zürich (CH_40_ZH) et dans la Glatt à l'exutoire du Lac de Greifen (CH_44_ZH).

6.2.2 Évolution temporelle des IBCH

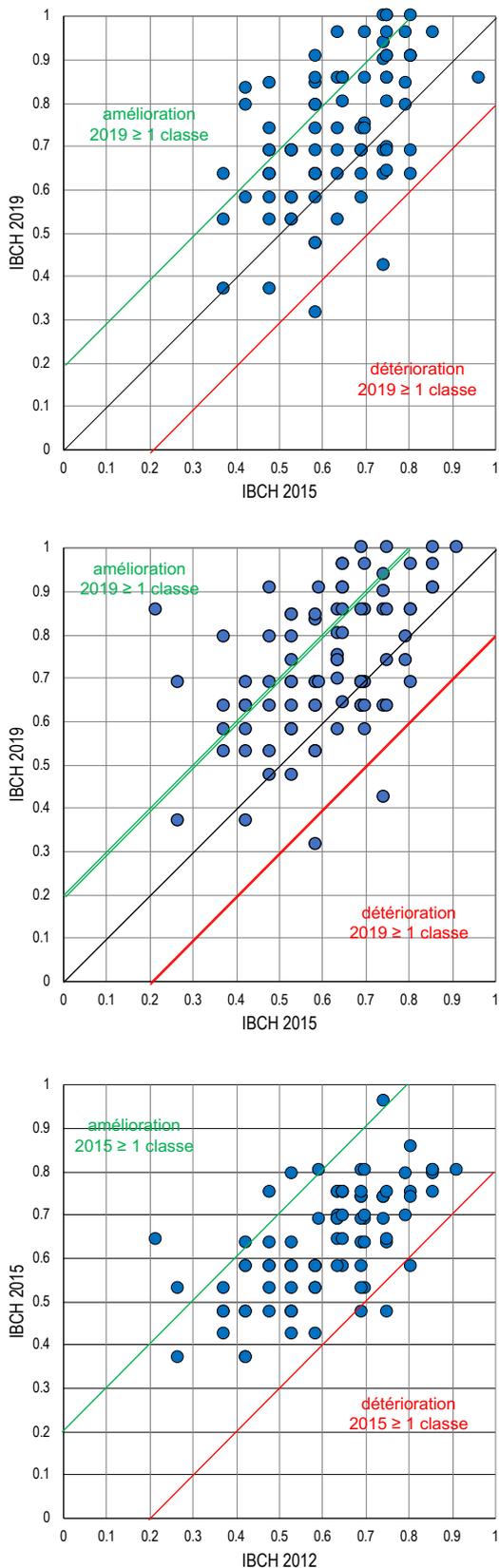


Fig. 38: Évolution des valeurs IBCH de l'année d'étude (axe des Y) en fonction de l'année de comparaison (axe des X).

Le glissement des valeurs IBCH entre 2015 et 2019 et entre 2012 et 2019 vers de meilleures classes de qualité est bien visible sur la figure 38. Dans les deux cas, les améliorations d'un intervalle de classe de qualité ou plus sont nettement plus nombreuses que les détériorations équivalentes. Une station a vu son état s'améliorer de deux classes entre 2015 et 2019. Cela fut le cas pour 4 stations sur la période 2012 à 2019. Des variations significatives spécifiques aux stations ont aussi eu lieu entre les deux campagnes précédentes (2012 et 2015). Les améliorations d'une classe d'état ou plus sont ici aussi plus nombreuses que les dégradations équivalentes, et cela avec un rapport de 7 pour 3.

6.3 Différence printemps/été

La valeur moyenne des IBCH relevés en été est de 0.04 unité plus basse que celle obtenue pour les IBCH relevés au printemps. La diminution de la médiane est quant à elle de 0.05 unité. La différence n'est pas significative (figure 39).

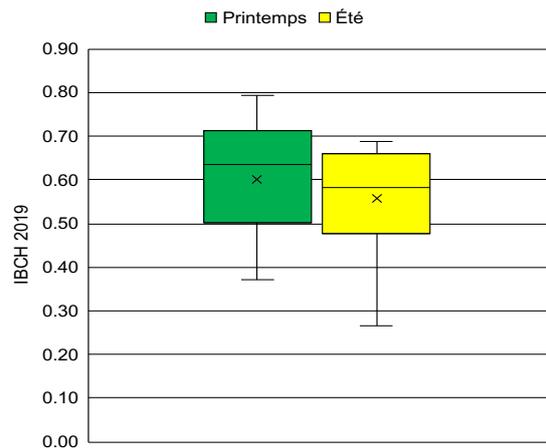


Fig. 39: Comparaison pour les petits cours d'eau entre les IBCH des prélèvements de printemps et ceux d'été (n=13).

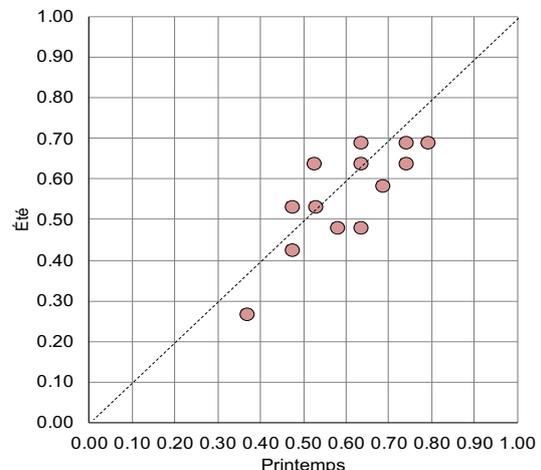


Fig. 40: Écart entre les valeurs IBCH des prélèvements du printemps et ceux d'été aux stations des petits cours d'eau (n=13).

6.4 Paramètres influençant l'IBCH

Une analyse de corrélation comportant toutes les données disponibles pour les bassins versants et les tronçons à proximité des stations a été effectuée afin de faire ressortir les paramètres ayant le plus d'influence sur l'IBCH. Les résultats essentiels sont présentés dans les chapitres suivants.

6.4.1 IBCH et déclivité moyenne

La déclivité moyenne du terrain, calculée sur la base de cellules de 10x10 m couvrant l'ensemble du bassin versant de chaque station NAWA, est une sorte de "variable de substitution" (=proxy) qui influence fortement l'utilisation du sol (figure 41).

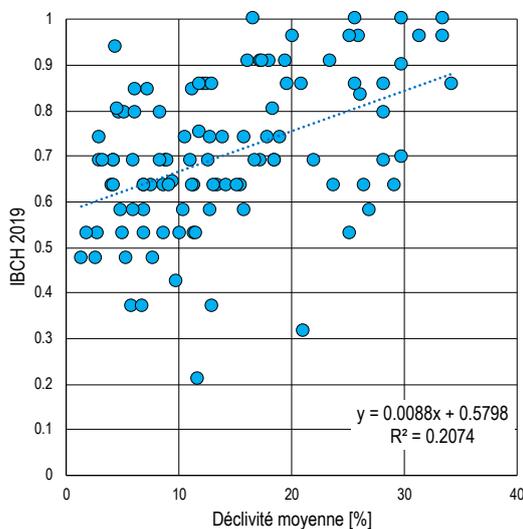


Fig. 41: Relation aux stations NAWA (n=106) entre l'IBCH et la déclivité moyenne du bassin versant [%].

Les surfaces construites ou les terres arables (champs) se trouvent par exemple sur des terrains peu pentus. L'intensité d'utilisation y est donc plus forte, ce qui engendre des immissions plus importantes dans les cours d'eau. Pour le réseau NAWA, la déclivité moyenne influence l'IBCH à hauteur de 46 %.

Dans l'intervalle de déclivité allant de 0 % à 35 %, l'IBCH s'améliore de presque une et demi classe de qualité en moyenne, passant de 0.58 à 0.88.

6.4.2 IBCH et intensité de l'utilisation des sols

L'intensité de l'utilisation du sol influence l'IBCH à hauteur de 47 % environ. Une corrélation positive est trouvée entre l'IBCH et la part du bassin versant utilisée de manière extensive (somme des surfaces improductives, forestières et herbagères ; figure 42). L'augmentation de 20 % à 100 % de la part de

surface utilisée de manière extensive fait passer l'IBCH de 0.53 à 0.81 en moyenne, soit d'un état "moyen" à un état "très bon".

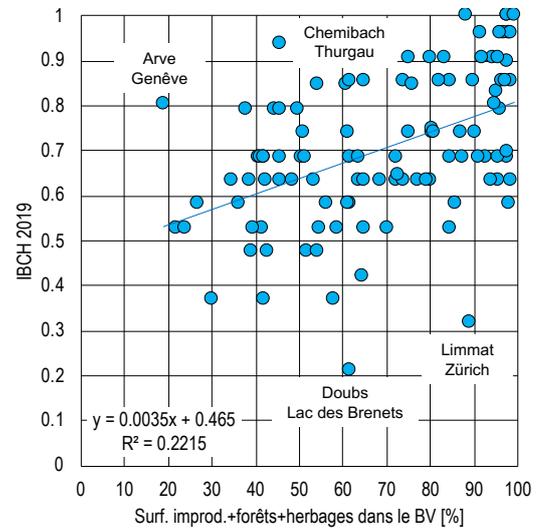


Fig. 42: Relation aux stations NAWA (n=106) entre l'IBCH et la part de surface du bassin versant utilisée de manière extensive [%].

Les exceptions ayant des valeurs IBCH trop basses concernent le Doubs, à la station CH_153_NE située à l'aval de l'exutoire du Lac des Brenets, et la Limmat, à la station CH_040_ZH située dans la ville de Zürich. Ces deux stations sont des cas spéciaux. En effet, le lit du Doubs était en grande partie asséché en 2018, alors que dans la Limmat, il a été constaté une raréfaction des espèces d'insectes due à un gammaridisme carnivore et invasif. Les exceptions ayant des valeurs IBCH trop élevées concernent l'Arve, à la station CH_086_GE, et le Chemibach, à la station CH_072_TG. En ce qui concerne l'Arve, seule la petite proportion du bassin versant suisse a été prise en compte lors de l'analyse alors que la plus grande partie du bassin versant français a été ignorée. La station du Chemibach, malgré son bassin versant recouvert à 57 % par des surfaces utilisées de manière intensive, est effectivement un Hotspot de diversité. À noter que l'écomorphologie du cours d'eau à l'amont de cette station est essentiellement "naturel / presque naturel".

Il n'est pas étonnant de trouver une corrélation négative entre la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive (somme des surfaces construites, des terres arables, des vergers et des vignobles) et l'IBCH (figure 43). La part de surface utilisée de manière intensive détermine l'IBCH à hauteur de 41 %. Les exceptions ayant des valeurs trop basses sont de nouveau le Doubs, à la station CH_153_NE située à l'aval de l'exutoire du Lac des

Brenets, et la Limmat, à la station CH_040_ZH située dans la ville de Zürich, mais également la Thièle, à la station CH_021_VD. Les conditions particulières régnant à ces stations ont déjà été discutées. Les exceptions ayant des valeurs trop élevées, c'est-à-dire l'Arve à la station CH_086_GE et le Chemibach à la station CH_072_TG, ont aussi été traitées auparavant.

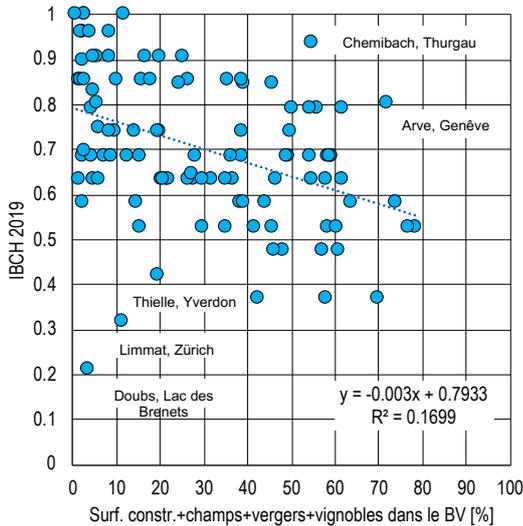


Fig. 43: Relation aux stations NAWA (n=106) entre l'IBCH et la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive [%].

6.4.3 IBCH et numéro d'ordre des cours d'eau

Le paramètre "numéro d'ordre hydrologique" corréle positivement avec l'IBCH à hauteur de 44 % (figure 44). Ceci pourrait être dû au fait que les petits cours d'eau ayant des numéros d'ordre bas offrent une faible diversité d'habitats pour le macrozoobenthos et qu'ils s'assèchent plus fréquemment, comme en 2018.

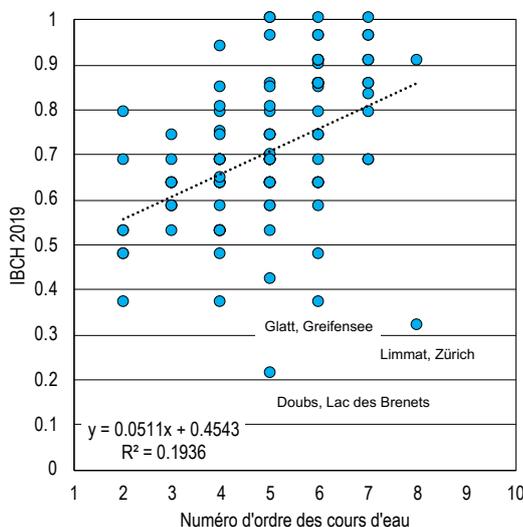


Fig. 44: Influence aux stations NAWA (n=106) de la taille du cours d'eau (représenté par le numéro d'ordre hydrologique) sur l'IBCH.

Les exceptions ayant des valeurs trop basses sont les stations déjà discutées du Doubs, à l'aval du Lac des Brenets, de la Limmat, dans la ville de Zürich, mais aussi de la Glatt, à la station CH_044_ZH située à l'exutoire du Lac de Greifen

6.5 Paramètres influençant les indicateurs VT et GI

L'indice IBCH est le produit mathématique des deux indicateurs que sont la variété taxonomique (VT) et le groupe indicateur (GI). La hauteur de la corrélation entre ces deux indices et les caractéristiques des bassins versants a été étudiée. L'indicateur VT réagit plutôt à la qualité des habitats alors que l'indicateur GI indique plutôt la vulnérabilité des taxons sensibles aux différents facteurs de stress.

6.5.1 Corrélation entre VT et GI et les caractéristiques des bassins versants

L'analyse de corrélation indique que les deux indices réagissent principalement aux effets de l'utilisation des sols, à la déclivité moyenne du bassin versant et au numéro d'ordre hydrologique (tableau 5).

Einflussfaktor	IBCH	DK	IG
Part de surfaces construites [%]	-0.37	-0.32	-0.34
Part de surfaces herbagères [%]	0.26	0.18	0.31
Part de surfaces forestières [%]	0.12	0.01	0.24
Part de terres arables [%]	-0.31	-0.24	-0.33
Part de vergers [%]	-0.21	-0.07	-0.36
Part de vignobles [%]	-0.21	-0.16	-0.24
Part de surfaces improductives [%]	0.35	0.36	0.24
UGB total	0.21	0.21	0.16
UGB par hectare de surface agricole utile [UGB/ha]	0.13	0.19	0.01
UGB par km² de bassin versant	-0.11	-0.05	-0.16
Nombre d'exploitations	0.23	0.25	0.15
Part de vergers dans le BV suisse [%]	-0.22	-0.09	-0.35
Part de vignobles dans le BV suisse [%]	-0.24	-0.17	-0.26
Part de surfaces construites dans le BV suisse [%]	-0.38	-0.34	-0.36
Nombre d'habitants dans le BV	-0.02	0.02	-0.08
Longueur totale du réseau hydrographique à l'amont de la station	0.24	0.28	0.13
Altitude de la station [m.]	0.18	0.18	0.14
Débit moyen modélisé [m3 / s]	0.22	0.27	0.09
Numéro d'ordre du cours d'eau NOCE selon Strahler	0.44	0.42	0.37
Part d'eaux usées au débit Q347 [%]	-0.07	-0.09	-0.03
Quantité d'eaux usées 500 litres par adulte et par jour	0.00	0.04	-0.05
Pente du cours d'eau à la station	-0.09	-0.06	-0.11
Déclivité moyenne du BV	0.46	0.38	0.45
Classe écomorphologique	0.13	0.21	-0.01
Surf. construites+terres arables+vergers+vignobles	-0.41	-0.32	-0.44
Surf. improductives+forêts+herbages	0.47	0.37	0.49
Forêts+herbages	0.26	0.13	0.37

Tab. 5. Coefficients de corrélation entre les indices VT, GI et IBCH et différents paramètres connus des bassins versants des 106 stations NAWA.

Concernant l'utilisation des sols, l'effet le plus marqué est trouvé pour la combinaison des surfaces construites + terres arables + vergers + vignobles

(effet négatif) et pour la combinaison des surfaces improductives + forêts + herbages (effet positif). L'indice IBCH déjà discuté est aussi indiqué pour comparaison. Les paramètres des bassins versants pour lesquels le coefficient de corrélation est le plus haut pour l'un des deux indicateurs (surligné en vert) possède aussi un coefficient de corrélation assez élevé pour l'autre indicateur. La différence entre les coefficients de corrélation pour les indices VT et GI est la plus marquée pour les facteurs d'influences "part de vergers" et la combinaison "forêts+herbages". La culture fruitière est l'usage du sol pour lequel l'emploi de produits phytosanitaires est le plus intensif (voir aussi le chapitre 7.4.3). Par contre, peu de stress dû aux substances nocives résulte des surfaces forestières ou herbagères, bien que celles-ci ne présentent pas forcément un grand nombre d'habitats. Des forêts de monoculture de résineux ou pauvres en bois mort, ainsi que des prairies avec peu d'espèces de plantes sont pauvres en habitats. Les indicateurs VT et GI entraînent rarement un renforcement du coefficient de corrélation de l'IBCH, et si c'est le cas, seulement dans une moindre mesure.

6.5.2 Influence de l'utilisation intensive des sols sur les indicateurs VT et GI

Les indicateurs VT et GI réagissent les deux de manière négative à l'utilisation intensive des sols des bassins versants des stations NAWA (figure 45 et 46). L'indicateur GI est sur ce point-là 12 % plus sensible que l'indicateur VT.

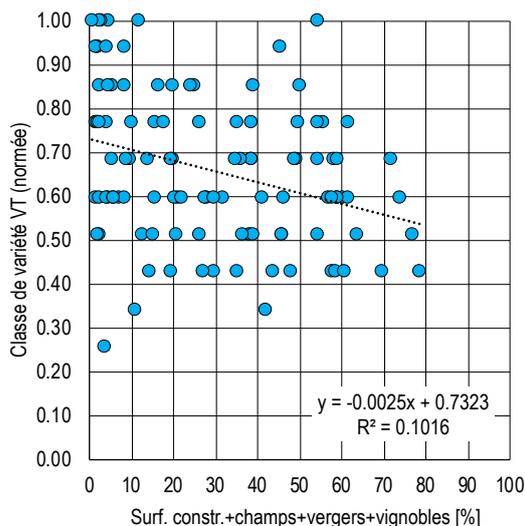


Fig. 45: Relation linéaire aux stations NAWA (n=106) entre les indicateurs VT et la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive [%].

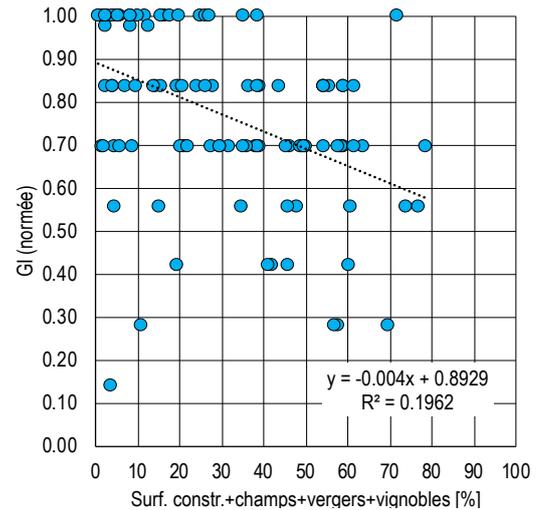


Fig. 46: Relation linéaire aux stations NAWA (n=106) entre les indicateurs GI et la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive [%].

6.5.3 Influence de l'utilisation extensive des sols sur les indicateurs VT et GI

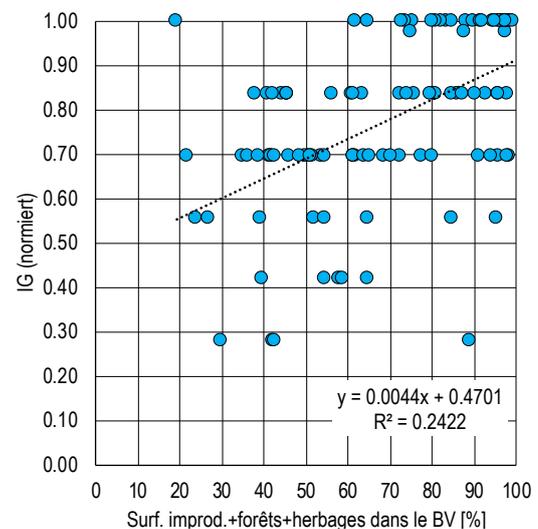
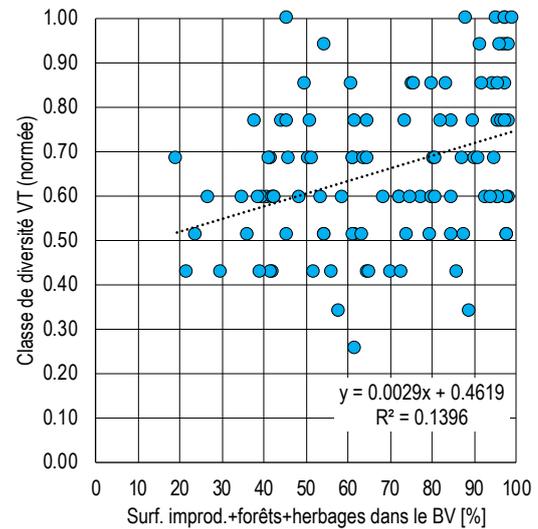


Fig. 47: Relation linéaire aux stations NAWA (n=106) entre les indicateurs VT et GI et la part de surface du bassin versant utilisée de manière extensive [%].

La part complémentaire d'utilisation extensive de la surface des bassins versants des stations NAWA a par conséquent un effet positif sur les des deux indicateurs. Ici aussi, le groupe indicateur GI est 12 % plus sensible à une augmentation de la part de surface utilisée de manière extensive (figure 47).

7 Indice SPEAR

La version 2018 du SPEAR a été utilisée pour calculer les indices SPEARpesticides de la campagne NAWA de 2019. Les données des anciens protocoles de laboratoires ont été transférées dans le protocole de 2019 afin de recalculer l'indice selon sa dernière version.

7.1 Indices SPEAR 2019

Selon l'indice SPEAR, 36 % des stations obtiennent une classe de qualité bonne à très bonne. Ainsi, 11 stations (10 %) présentent une qualité *très bonne*, 28 stations (26 %) une qualité *bonne*, 45 stations (42 %) une qualité *moyenne* et 20 (19 %) une qualité *médiocre*. La classe de qualité *mauvaise* n'a été trouvée qu'à 2 stations (2 % ; figure 48). Les stations ayant obtenu des qualités *moyennes*, *mauvaises* ou *médiocres* se répartissent principalement sur le Plateau ainsi que dans le Jura. Les stations situées dans les Alpes centrales et les Préalpes présentent presque toutes des qualités *bonnes* à *très bonnes* (figure 49). Les 2 stations qui ont obtenu la mention *mauvais* se trouvent dans les Cantons de Zürich (Limmat) et du Valais (Canal d'Uvrier). Le mauvais état de la Limmat dans la ville de Zürich est, comme

déjà décrit dans la section portant sur l'IBCH, vraisemblablement provoqué par l'arrivée de gammariidés carnivores qui ont éliminé la faune d'insectes de la Limmat. La forte charge en micropolluants indiquée n'est donc qu'apparente. Quant au Canal d'Uvrier, il s'écoule dans la plaine du Rhône dans une région en grande partie exploitée pour la culture fruitière et la viticulture.

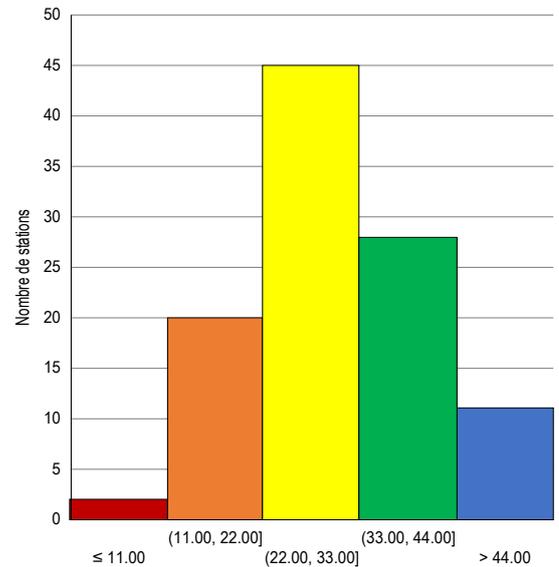


Fig. 48: Distribution des stations NAWA auxquelles le macrozoobenthos a été étudié en 2019 selon les classes de l'indice SPEAR.

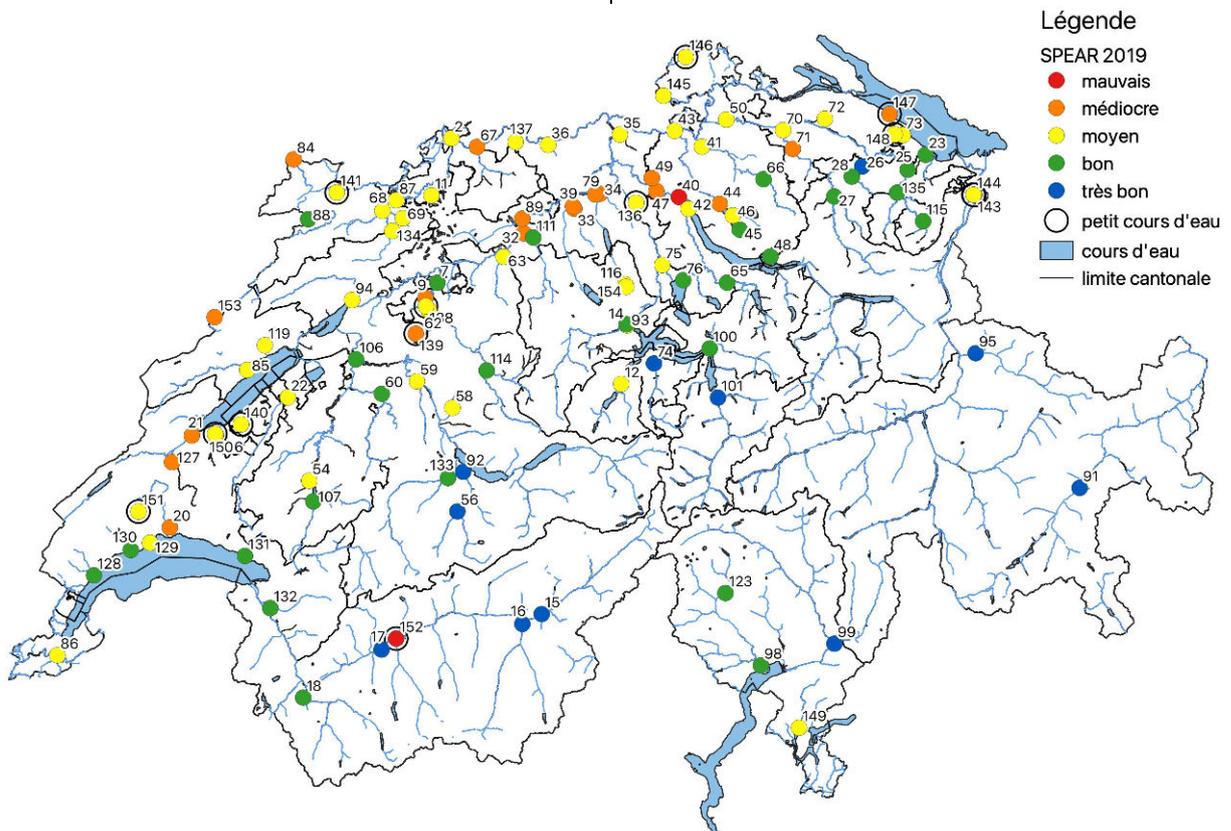


Fig. 49: Répartition géographique des classes de qualité selon l'indice SPEAR au sein du réseau NAWA (n=106).

Les indices SPEAR obtenus au printemps dans les petits cours d'eau se distinguent moins fortement de l'ensemble du réseau NAWA que ce qui fut le cas pour l'IBCH. Les médianes sont séparées de seulement deux unités sur l'échelle de l'indice alors que les moyennes diffèrent d'environ 7 unités (figure 50).

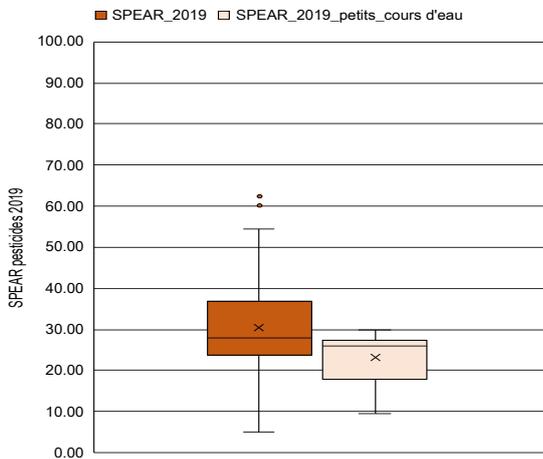


Fig. 50: Différence entre les indices SPEAR obtenus pour l'ensemble du réseau NAWA (n=106) et aux petits cours d'eau seulement (n=13).

7.2 Évolution 2012-2019

L'indice SPEAR s'est détérioré entre 2015 et 2019. La moyenne diminue de 2 unités sur l'échelle de l'indice alors que la médiane diminue de 4 unités. La différence entre 2015 et 2019 est significative

($p=0.05$). Afin d'exclure l'effet des nouvelles stations, qui sont surtout des petits cours d'eau, seules les stations déjà étudiées en 2015 et 2012 ont été prises en compte. Les stations qui ont obtenu en 2012 et 2015 des valeurs supérieures à leur médiane respective ont obtenu des indices nettement meilleurs que ceux obtenus lors de la campagne 2019. Cela se manifeste par des moyennes plus élevées pour ces deux années (figure 51).

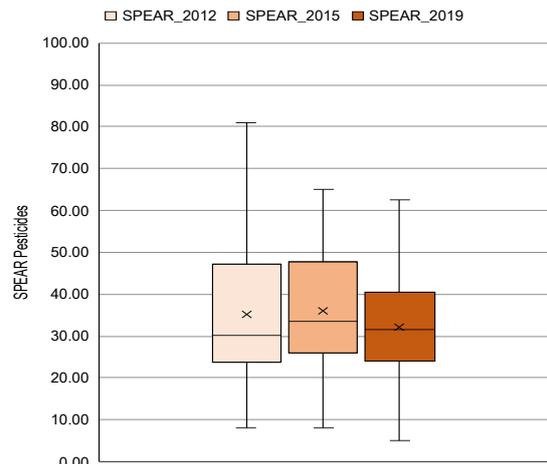


Fig. 51: Évolution de l'indice SPEAR au cours de la période 2012-2019 (n=88). La différence entre 2015 et 2019 est significative ($p=0.05$).

7.2.1 Évolution spatiale des indices SPEAR

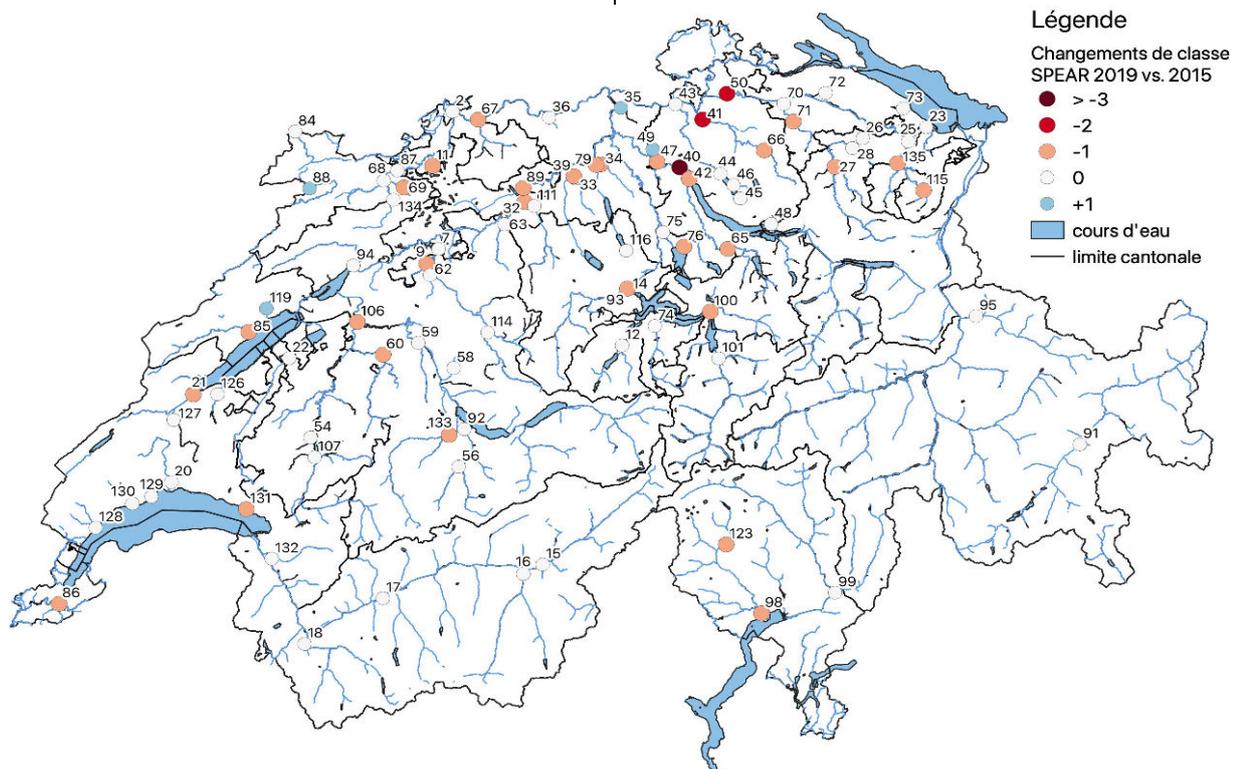


Fig. 52: Évolution des classes de qualité de l'indice SPEAR entre 2015 et 2019.

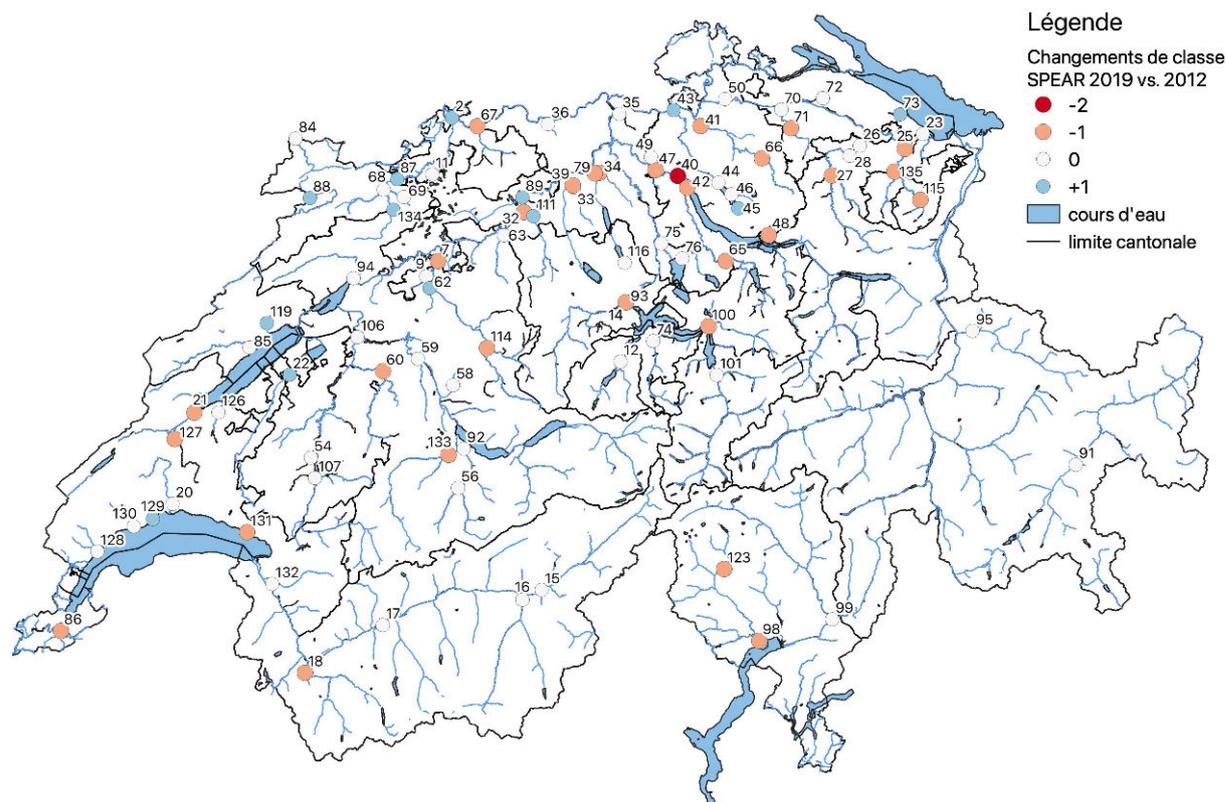


Fig. 53: Évolution des classes de qualité de l'indice SPEAR entre 2012 et 2019.

Entre 2015 et 2019, 29 stations ont vu leur indice SPEAR se détériorer d'une classe de qualité. Pour une partie d'entre elles, les détériorations étaient faibles mais toutefois suffisantes pour qu'il y ait un changement de classe. La qualité a chuté de deux classes à 2 stations et même de trois classes à une station (figure 52). Cette dernière est une fois encore la station de la Limmat dans la ville de Zürich dont la problématique a déjà été évoquée. Seules 4 stations ont vu leur état s'améliorer. Les détériorations se situent principalement sur le Plateau ainsi que dans le Jura. Les classes de qualité des 51 autres stations n'ont pas subi de changements notables.

Une image similaire est obtenue pour la comparaison avec l'année 2012. La qualité était alors encore de deux classes plus élevées à la station de la Limmat (CH_040_ZH) et d'une classe plus élevée à 29 autres stations. Ce sont principalement les stations du Plateau et du Jura du nord-ouest de la Suisse qui ont vu leur qualité évoluer (figure 53).

7.2.2 Évolution temporelle des indices SPEAR

Le glissement entre 2012 et 2019 et entre 2015 et 2019 des valeurs SPEAR vers des qualités moins bonnes ressort clairement des figures 54 et 55. Dans les deux cas, il y a nettement plus de détériorations d'une classe ou plus que d'améliorations équiva-

lentes. Entre 2015 et 2019, aucune station n'a vu sa qualité augmenter d'une classe alors que 3 ont vu leur qualité augmenter d'une classe entre 2012 et 2019. Les améliorations et les détériorations d'au moins une classe de qualité observées entre les deux campagnes précédentes de 2012 et 2015 se compensent avec un rapport de 6 pour 5 (figure 56).

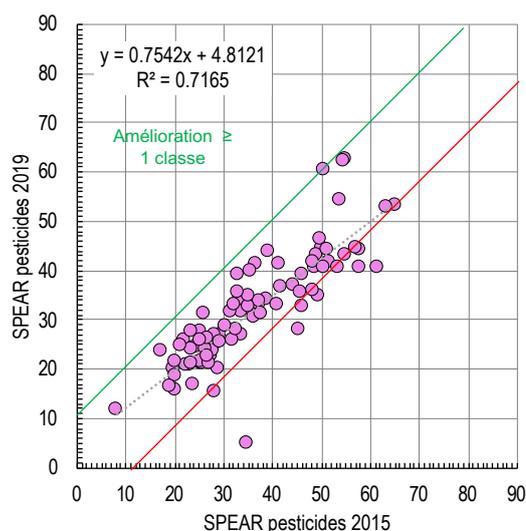


Fig. 54: Évolution des valeurs SPEAR de l'année d'étude de 2019 (axe des Y) par rapport aux valeurs de l'année de comparaison de 2015 (axe des X).

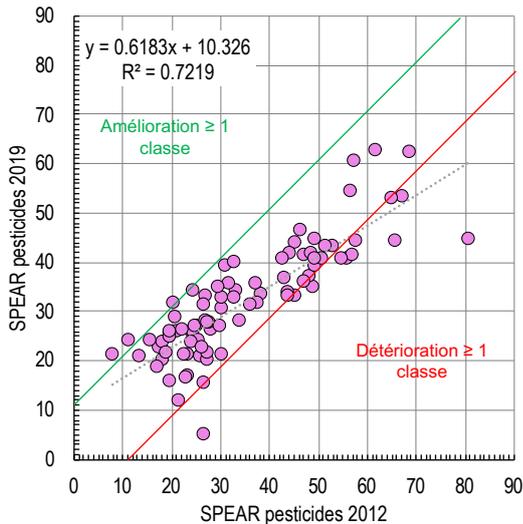


Fig. 55: Évolution des valeurs SPEAR de l'année d'étude 2019 (axe des Y) par rapport aux valeurs de l'année de comparaison de 2012 (axe des X).

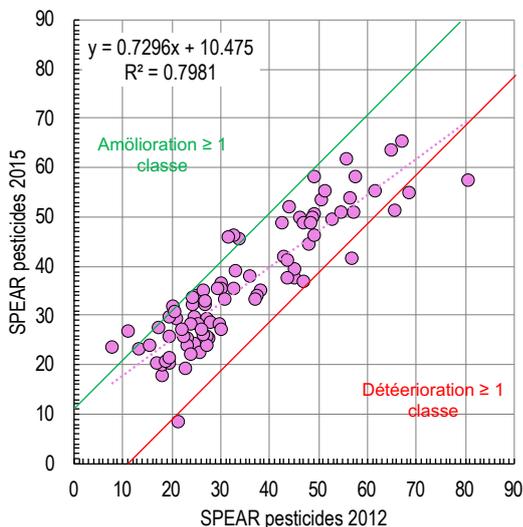


Fig. 56: Évolution des valeurs SPEAR de l'année d'étude 2015 (axe des Y) par rapport aux valeurs de l'année de comparaison de 2012 (axe des X).

7.3 Différence printemps/été

Aux stations des petits cours d'eau, la médiane des indices SPEAR a diminué de 7.2 unités entre le printemps et l'été, ce qui correspond à un abaissement de plus d'une demi classe de qualité. La moyenne n'a diminué pour sa part que de 1.85 unité (figure 57). Les indices SPEAR entre printemps et été s'écartent considérablement les uns des autres. Les modifications sont toutefois aléatoires. L'indice s'est nettement détérioré en été pour 6 stations alors que les indices obtenus au printemps ont été clairement plus mauvais pour 3 stations (figure 58). La station du Canal d'Uvrier CH_152_VS ressort particulièrement bien. Pour cette station, et contre toute attente, la valeur s'est améliorée en été, faisant passer l'indice SPEAR de 9.41 à 29.94, ce qui correspond

à une modification de 2 classes de qualité. Le Canal d'Uvrier est particulier dans le sens

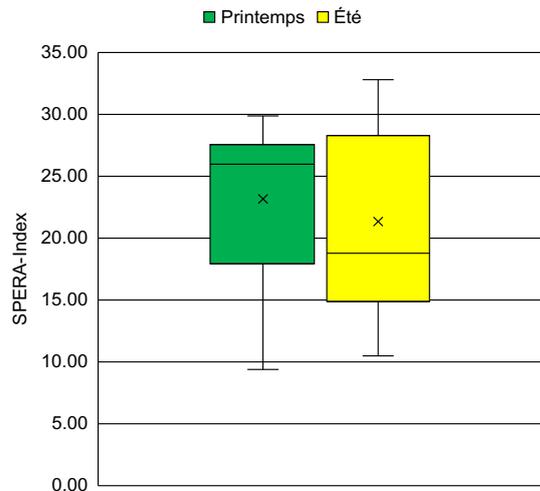


Fig. 57: Comparaison des valeurs SPEAR du printemps et celles de l'été aux petits cours d'eau (n=13).

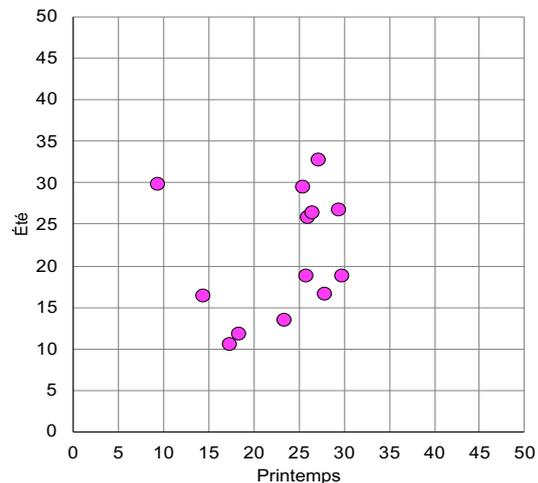


Fig. 58: Écarts entre les valeurs SPEAR du printemps et celles de l'été aux petits cours d'eau (n=13)

qu'il est exclusivement alimenté par l'eau souterraine au fond de la vallée. Il est de plus fortement sollicité pour l'irrigation des vergers et des vignobles. Une des raisons expliquant l'amélioration observée en été à cette station pourrait être le fait que lors de l'été 2018 particulièrement sec, différents facteurs (usage plus intensif des produits phytosanitaires, niveau de pollution des eaux souterraines plus élevés, écoulement réduit, reflux des eaux d'irrigation) ont modifié le système hydraulique d'une telle manière que les produits phytosanitaires sont parvenus de manière plus concentrée dans le cours d'eau. Ceci expliquerait pourquoi la génération hivernale du macrozoobenthos aurait été plus fortement altérée.

7.4 Influence de l'utilisation des sols sur l'indice SPEAR

Comme cela fut déjà effectué pour la diversité taxonomique et l'IBCH, l'influence de l'usage des sols et des propriétés naturelles des bassins versants sur l'indice SPEAR a été étudiée à l'aide d'une analyse de corrélation. Toutes les relations qui paraissent plausibles entre l'indice SPEAR et les caractéristiques propres à chaque bassin versant ont été vérifiées.

7.4.1 Indice SPEAR et déclinivité du terrain

La meilleure corrélation linéaire obtenue, avec un pouvoir explicatif de 69 %, est trouvée pour la déclinivité moyenne du bassin versant (figure 59). L'indice SPEAR varie le long de la ligne de régression entre le niveau "médiocre" et le niveau "très bon" sur l'intervalle de déclinivité allant de 0 % à 30 %.

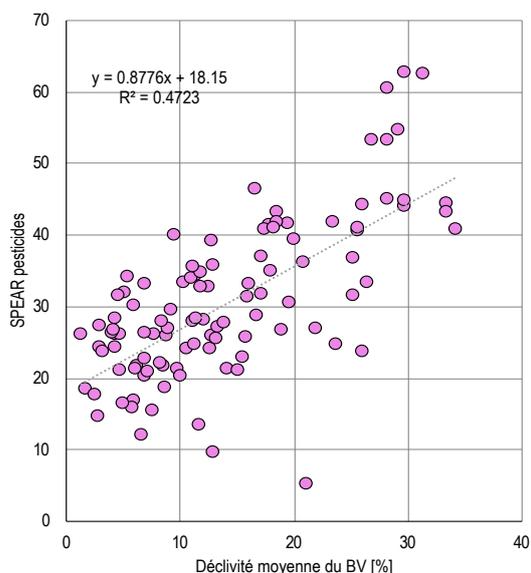


Fig. 59: Relation aux stations NAWA (n=106) entre l'indice SPEAR et la déclinivité moyenne du bassin versant [%].

La déclinivité moyenne influence aussi fortement l'usage que l'on fait du terrain ou du bassin versant. Pour mieux comprendre cette influence, les différents usages et leurs combinaisons ont été étudiés. La meilleure corrélation a été obtenue entre la déclinivité moyenne du bassin versant et la part de surface du bassin versant dédiée aux terres arables, aux vergers, aux vignobles et aux constructions. La part de surface dédiée à ces usages diminue de manière exponentielle avec l'augmentation de la déclinivité moyenne du bassin versant (figure 60). Elle est ainsi influencée à plus de 80 % par la déclinivité moyenne du bassin versant ($r = 0.86$). La si forte influence de la déclinivité moyenne du bassin versant sur l'indice SPEAR est donc tout à fait plausible.

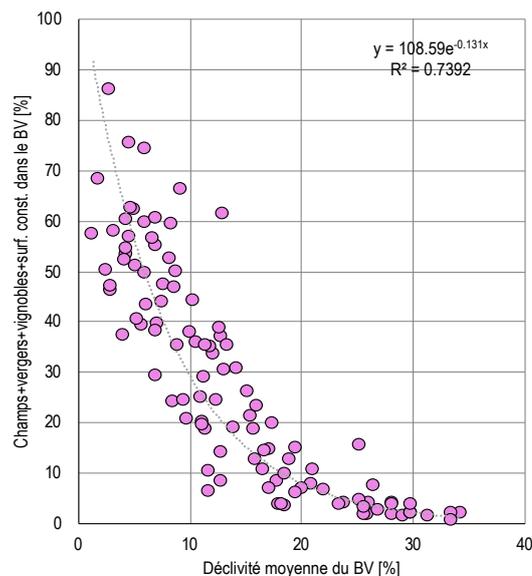


Fig. 60: Relation aux stations NAWA (n=106) entre la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive [%] et la déclinivité moyenne du bassin versant.

7.4.2 Indice SPEAR et utilisation intensive des sols

Ce n'est pas la déclinivité du bassin versant en soi mais l'intensité de l'utilisation du sol qui en résulte qui agit directement sur l'indice SPEAR. Ceci est confirmé lorsque l'on compare l'indice SPEAR avec la somme des parts de surfaces évoquées (figure 61). La corrélation est alors juste un peu moins bonne qu'avec la déclinivité moyenne du bassin versant.

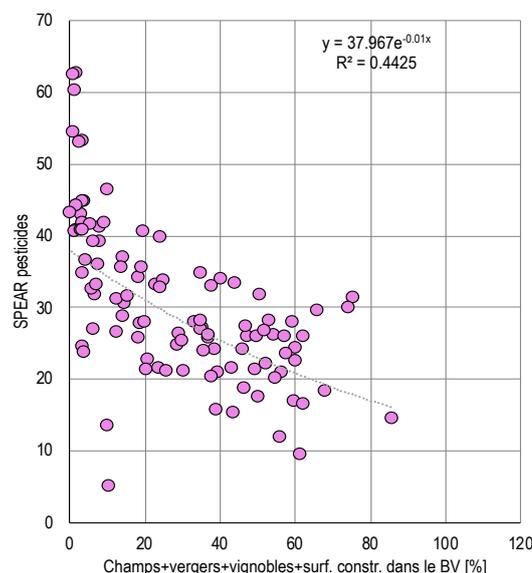


Fig. 61: Relation aux stations NAWA (n=106) entre l'indice SPEAR et la part de surface dédiée aux terres arables, vergers, vignobles et constructions [%].

7.4.3 Modèle empirique pour l'indice SPEAR

L'indice SPEAR n'a pas été développé pour estimer la nocivité des micropolluants par la seule grandeur qu'est la surface. L'intensité des applications et la

part des eaux de ruissellement s'écoulant rapidement, surtout celles provenant des terres arables, en font aussi partie. L'influence de ces paramètres a été modélisée au sein d'une équation théorique.

$$IU = \alpha * aTA + Ve + cVi + dC$$

Les constantes α , a, b, c et d ont été calibrées à l'aide des données des 106 stations NAWA jusqu'à obtenir le coefficient de corrélation de Pearson r le plus élevé. Les valeurs obtenues pour ces constantes sont:

$\alpha = 0.7$ pour une déclivité moyenne $< 5\%$, sinon 1. L'écoulement plus rapide des eaux de ruissellement provenant des terres arables dans les terrains pentus doit ainsi être satisfait.

a = 1.1; facteur correspondant à l'intensité des applications sur les terres arables.

b = 3; facteur correspondant à l'intensité des applications sur les vergers.

c = 1.7; facteur correspondant à l'intensité des applications sur les vignobles.

d = 1.5; facteur correspondant à l'intensité des applications sur les surface construites.

Les facteurs déterminés correspondent, en tout cas dans leur ordre, aux quantités de produits phytosanitaires appliqués aux 3 types de cultures agricoles entre 2012 et 2015 par hectare et par année [OFAG 2016].

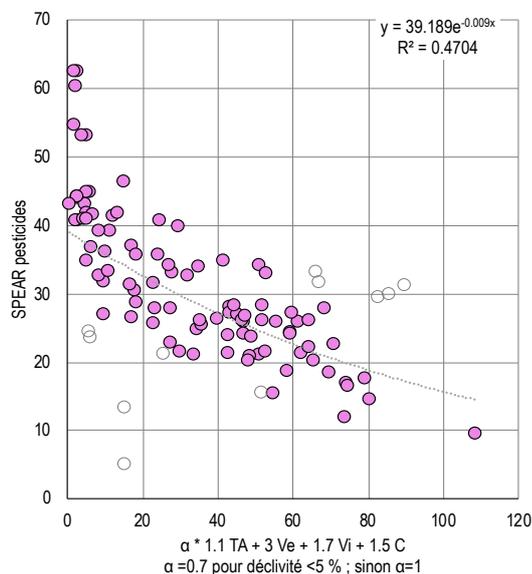


Fig. 62: Résultats intermédiaires du modèle empirique suite à la calibration des constantes discutées dans le texte ($n=106$). Les valeurs illustrées par leur seul contour représentent 11 "valeurs aberrantes".

Les variables indépendantes TA, Ve, Vi et C représentent les parts de surfaces des bassins versants des stations NAWA, exprimées en pourcent, dédiées aux terres arables, aux vergers, aux vignobles et aux constructions. Le terme IU se réfère à la

variable dépendante exprimant l'intensité d'utilisation. Le pouvoir explicatif du modèle est amélioré suite à la calibration numérique des constantes (figure 62). Il reste toutefois 11 "valeurs aberrantes" à évaluer de plus près. Parmi celles-ci, 8 concernent des stations dont le cours d'eau est interrompu par un lac. Pour les lacs dont le temps de résidence théorique s'élève à plusieurs années, il faudrait séparer les bassins versants à l'exutoire puisque les lacs modifient de façon très importante la composition des substances particulières et dissoutes des eaux. Pour une autre station (Steinach, CH_023_SG), l'entier des eaux usées du bassin versant (équivalent à la moitié de la ville de Saint-Gall) est dévié dans le Lac de Constance via une conduite qui contourne la station. Aucune explication n'a pour l'instant été trouvée pour les deux stations restantes du Bainoz et du Küntenerbach. Puisque de nouvelles données concernant les bassins versants de ces stations n'étaient pas encore disponibles, il a été décidé, à titre expérimental, d'ignorer ces 11 valeurs aberrantes. Le modèle atteint alors, avec les 95 stations restantes, un coefficient r de 0.84 (figure 63).

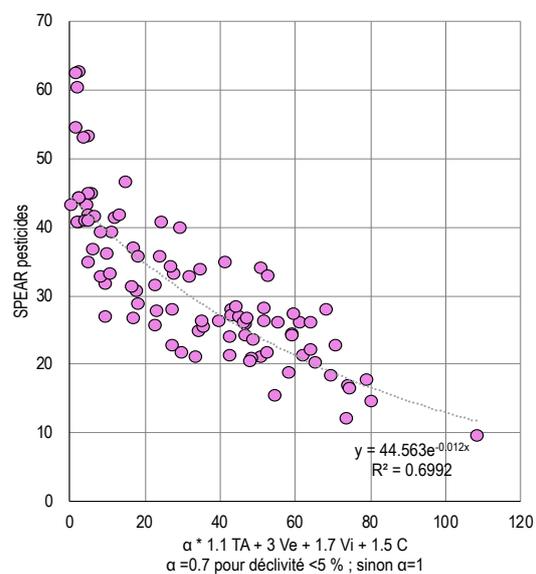


Fig. 63: Résultat du modèle empirique suite à la suppression des valeurs aberrantes discutées dans le texte ($n=95$).

L'équation de corrélation provisoire est en conséquence :

$$\text{SPEAR-Index} = 44.563e^{-0.012(IU)}$$

Le modèle pourrait éventuellement être subéquemment amélioré lorsque des données sur les régions drainées seront à disposition. Lors des événements de pluie, les drainages accélèrent grandement le lessivage des produits phyto-sanitaires des

sols et donc leur mobilisation vers les eaux de surfaces.

7.4.4 Utilité d'un tel modèle

Avec le modèle actuel, ou une version affinée de celui-ci, il est possible, sur la base des données existantes de l'utilisation des sols, d'identifier les zones de risque de pollution par des micropolluants pour le macrozoobenthos. Cela permettrait aussi de renforcer le choix de sites supplémentaires où les micropolluants devraient être surveillés.

8 EPT

Le matériel des ordres Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera (EPT) a également été déterminé selon la procédure du MBD au niveau de l'espèce ou des complexes d'espèce établis. La majorité des taxons sensibles aux pollutions et aux autres perturbations appartiennent aux EPT. Contrairement aux campagnes précédentes lors desquelles seul un nombre limité d'individus a été déterminé, l'intégralité des individus EPT ont été triés et déterminés en 2019.

Les données des 3 campagnes ont été évaluées afin de savoir quelle quantité d'individus EPT il est justifié de trier et ainsi donner une base chiffrée. La détermination de l'intégralité des individus EPT en 2019 a entraîné une hausse de 50 % en moyenne du nombre de taxons recensés. L'effort de tri a été quadruplé pour passer des 106 taxons EPT identifiés en 2012 au 158 taxons EPT identifiés en 2019. Pour les Éphéméroptères, l'effort nécessaire a même dû être quintuplé pour obtenir environ 50 % de taxons en plus (figure 64). Pour les deux autres ordres, il se situe entre deux.

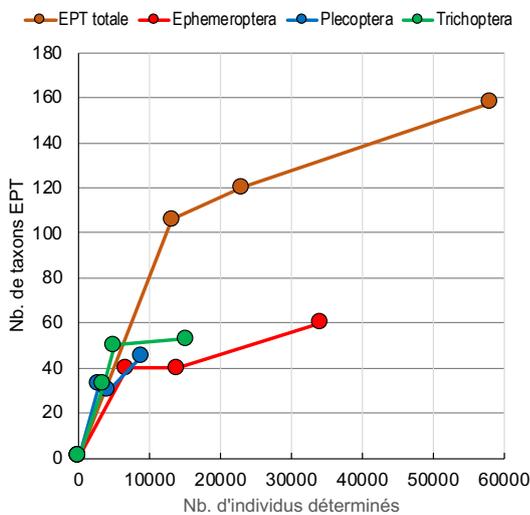


Fig. 64: Relation entre l'effort de tri et le nombre de taxons EPT recensés au sein du réseaux NAWA actuel. Les symboles indiquent les valeurs pour 2012, 2015 et 2019.

En nombre absolu, cela signifie qu'en 2019, 368 individus EPT en moyenne ont dû être triés par taxon. Avec une limite supérieure fixe par taxon IBCH en 2012, il avait fallu trier 124. Pour les Éphéméroptères, 170 individus en moyenne ont dû être triés en 2012 contre en moyenne 568 en 2019. Pour les Plécoptères, ce fut 87 individus en 2012 contre 97 en 2019. Pour les Trichoptères, l'effort de tri est monté de 105 individus en 2012 à 287 individus en 2019 (figure 65).

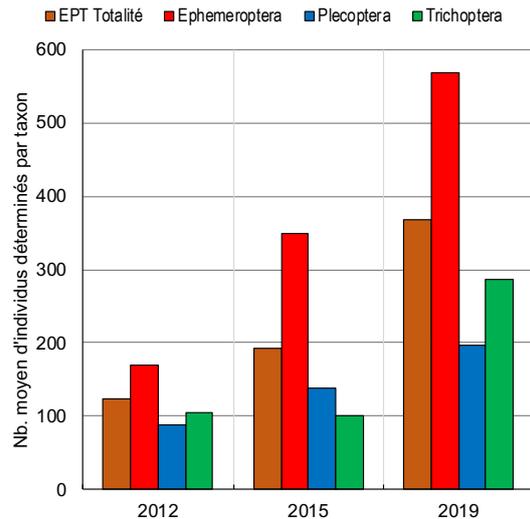


Fig. 65: Effort de tri moyen par taxon pour les campagnes NAWA de 2012, 2015 et 2019 pour l'ensemble des EPT (totalité EPT) et selon les ordres taxonomiques Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera.

8.1 Répartition spatiale des taxons EPT en 2019

Le nombre d'espèces et de complexes d'espèces EPT recensés dans le réseau NAWA en 2019 se monte à 158 taxons. Cela correspond à 60 taxons d'Éphéméroptères, 45 taxons de Plécoptères et 53 taxons de Trichoptères. Le Jura présente le nombre le plus élevé de taxons EPT, suivi de près par les Versants sud et nord des Alpes. La diversité diminue déjà passablement sur le Plateau mais elle chute encore plus fortement dans les Alpes centrales (figure 66).

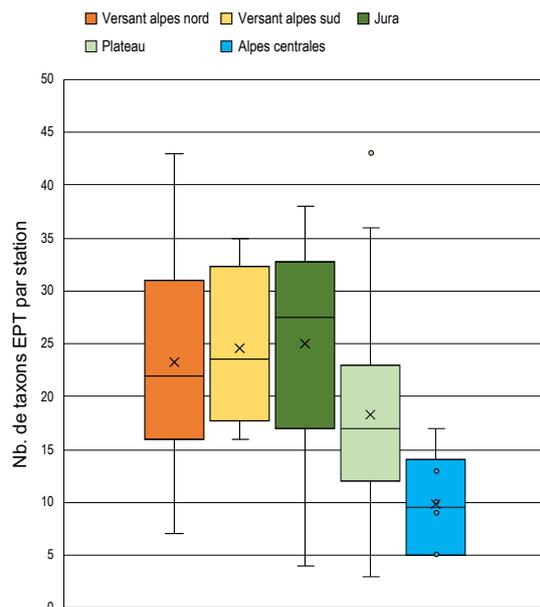


Fig. 66: Diversité des taxons EPT (espèces et complexes d'espèces) par station pour les différentes régions biogéographiques de Suisse.

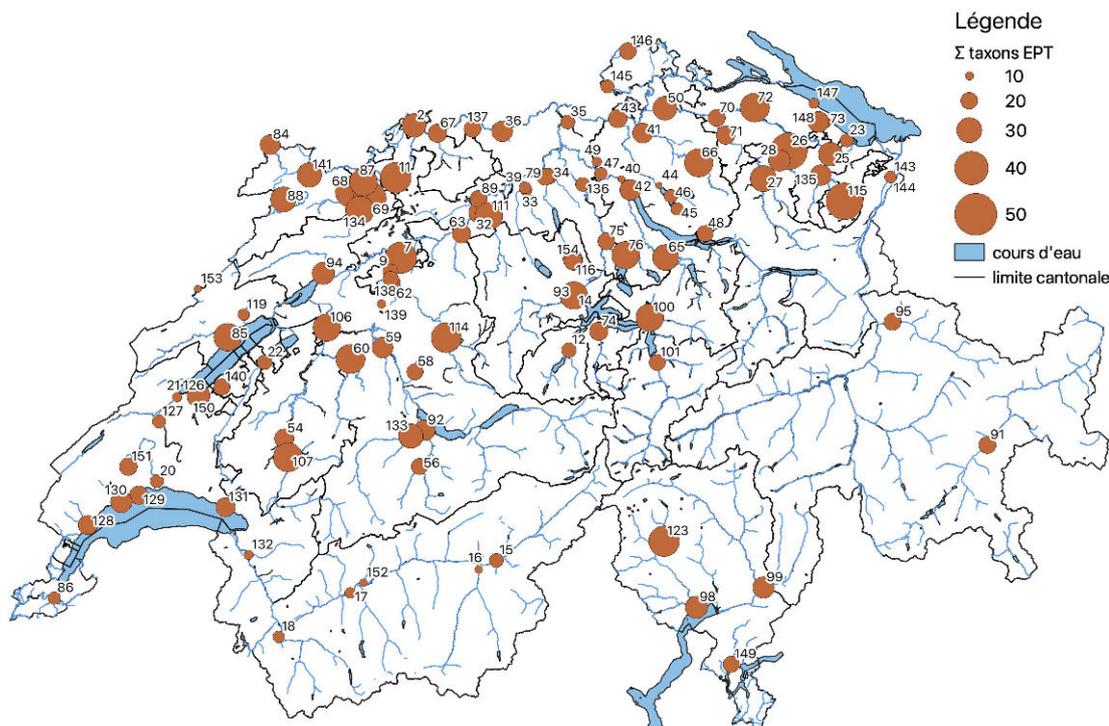


Fig. 67: Diversité des taxons EPT (espèces et complexes d'espèces) aux 106 stations de la campagne NAWA de 2019. Les nombres indiqués sur la carte correspondent aux numéros d'identification des stations..

Les différences entre les régions biogéographiques en termes de diversité taxonomique ressortent aussi bien spatialement (figure 67). Les cours d'eau des bassins versants des grandes vallées alpines du Rhin, du Rhône et de l'Inn possèdent peu d'espèces EPT (< 20). Les stations NAWA du Jura en abritent en revanche entre 30 à 40. Les stations du Plateau diffèrent considérablement entre elles. Les cours d'eau riches en espèces, prenant leur source dans les Préalpes comme la Thur, l'Emme, la Saane (Sarine) ou la Kleine Emme, diffusent aussi leur biodiversité sur le Plateau. La richesse taxonomique du Chemibach (072), cours d'eau du Plateau dont l'écomorphologie à l'amont de la station est majoritairement naturelle/presque-naturelle, est remarquable. Les autres cours d'eau du Plateau sont pauvres en espèces EPT. Les stations abritant moins de 10 espèces EPT sont de nouveau les stations "problématiques" de la Limmat dans la ville de Zürich (040), du Doubs à l'aval du Lac des Brenets (153) et du Canal d'Uvrier (152).

8.1.1 Répartition spatiale des Ephemeroptera en 2019

Les cours d'eau les plus riches en espèces d'Éphéméroptères se situent sur les Versants nord et sud des Alpes ainsi que dans le Jura. Le nombre moyen d'espèces trouvées aux stations NAWA y est d'environ 10 espèces par station. Cette moyenne tombe à

7 espèces sur le Plateau et même à 3 espèces par station dans les Alpes centrales (figure 68).

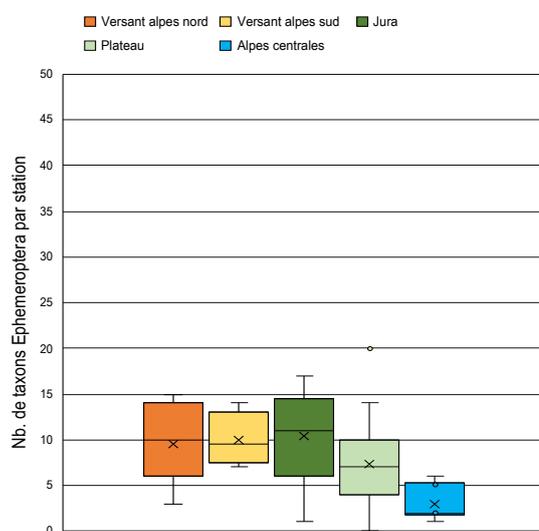


Fig. 68: Nombre d'espèces Ephemeroptera par station pour les différentes régions biogéographiques de Suisse.

Au sein du réseau NAWA (figure 69), les stations les plus riches en Éphéméroptères sont, avec 12 à 20 espèces par station, celles des bassins versants de la Birs, de la Thur, de la Sarine/Saane, de l'Areuse, de l'Emme, de la Kleine Emme et de la Muota. Concernant les cours d'eau de moindre importance, il faut de nouveau aussi mentionner le Chemibach (072) et l'Erveratte (141). La richesse taxonomique la plus élevée (20 espèces) a été trouvée dans la Thur à la hauteur de Niederbüren (026).

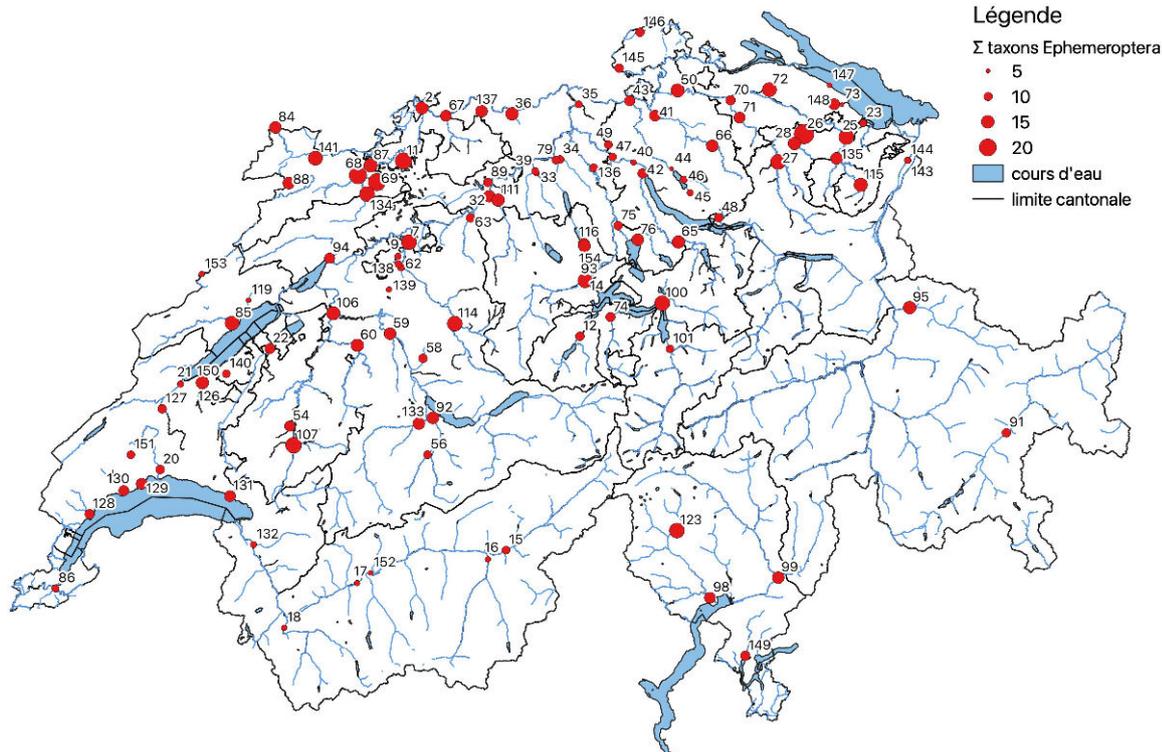


Fig. 69: Nombre d'espèces Ephemeroptera aux 106 stations de la campagne NAWA de 2019. Les nombres indiqués sur la carte correspondent aux numéros d'identification des stations.

Les diversités inférieures à 10 espèces par station sont généralement trouvées dans les Alpes centrale, particulièrement dans le bassin versant du Rhône, ainsi que dans de nombreux petits cours d'eau du Plateau ayant des bassins versants fortement sollicités. Les Éphéméroptères étaient complètement absents dans la Glatt à l'aval de l'exutoire du Lac de Greifen (044).

8.1.2 Répartition spatiale des Plecoptera en 2019

Concernant les Plécoptères, le Versant nord des Alpes est la région présentant les cours d'eau les plus riches en espèces (figure 70). En moyenne, 8 espèces environ y sont trouvées par station. La plage de variation est toutefois très large puisqu'elle va de 1 espèce dans la Sarner Aa (012) à 20 espèces dans la Sitter (115). Sur le Versant sud des Alpes, le nombre d'espèces varie entre 1 et 14. Les stations du Jura et des Alpes centrales, avec en moyenne 4 à 5 espèces de Plécoptères par station, sont nettement moins riches. La plage de variation de ces deux régions, qui va de 0 à respectivement 9 et 8 espèces, est aussi considérablement plus étroite. Sur le Plateau, les Plécoptères sont absents à 19 stations et représentés par 1 à 2 espèces à 21

autres stations. Avec 14 espèces de Plécoptères, la stations de la Töss (66) est la station la plus riche du plateau. Les stations du Plateau abritent en moyenne 3 espèces de Plécoptères.

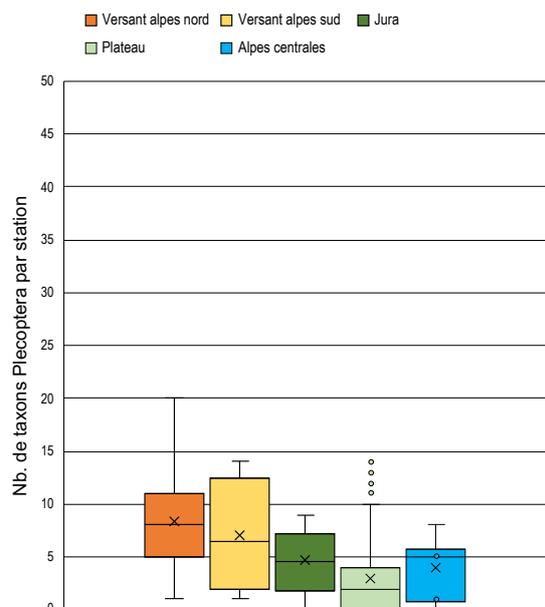


Fig. 70: Nombre d'espèces Plecoptera par station pour les différentes régions biogéographiques de Suisse.

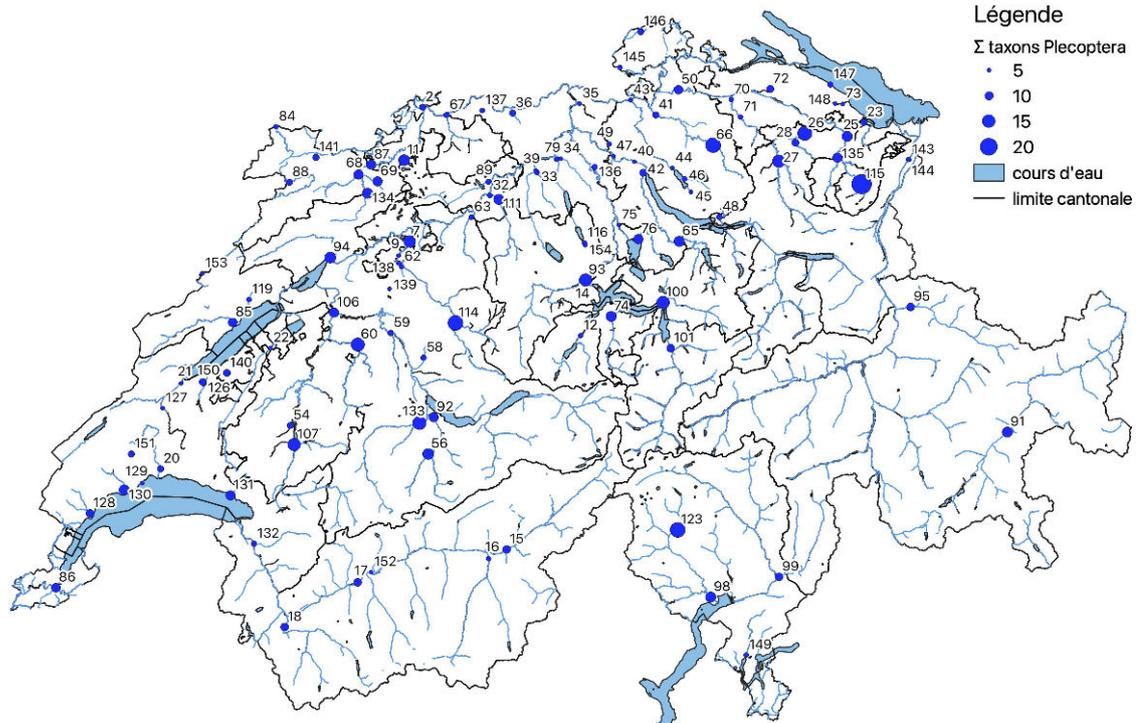


Fig. 71: Nombre d'espèces Plecoptera aux 106 stations de la campagne NAWA de 2019. Les nombres indiqués sur la carte correspondent aux numéros d'identification des stations.

Les meilleures conditions d'habitat pour les Plécoptères se trouvent dans le cours supérieur de la Thur, de la Töss, de la Birs, de la Sarine/Saane, de la Sense (Singine), de la Sihl et de la Maggia ainsi que tout le long de l'Emme, de la Kleine Emme, de la Muota et de la Suze. Les populations de Plécoptères dans les cours d'eau du Plateau entre le Lac de Constance et le Léman sont fortement apauvries voire complètement disparus (figure 71). La sensibilité des Plécoptères aux influences anthropiques ressort de manière claire le long de la Sitter. Dans le cours supérieur de la Sitter, 20 taxons (valeur maximale des 106 stations) ont été trouvés peu avant Appenzell (115). Malgré une faible différence au niveau de l'écomorphologie, 12 de ces espèces de Plécoptères disparaissent dès que le cours d'eau entre dans les zones d'agriculture intensive et qu'il commence à subir des effets d'éclusées. D'autres situations similaires sont aussi observées dans la Sihl, la Birs ou la Sarine/Sanne, bien que dans une moindre mesure.

8.1.3 Répartition spatiale des Trichoptera en 2019

Avec en moyenne 10 espèces de Trichoptères par station, les cours d'eau du Jura sont les plus riches en espèces (figure 72). La plage de variation est toutefois large, allant de 2 à 14 espèces. Elle est encore plus large aux stations du Plateau avec une dispersion allant de 1 à 16 espèces. La moyenne \bar{y} est de 8 espèces par station. La station abritant les 16

espèces de Trichoptères correspond sans surprise à celle du Chemibach (072), le "hotspot" du Plateau. Les quatre stations du Versant sud des Alpes abritent quant à elles 7 à 8 espèces par stations alors que celles du Versant sud des Alpes en abritent en moyenne 5. Toutefois, la dispersion des valeurs est grande pour cette région puisque le nombre d'espèces par station varie entre 1 et 11. La station la plus riche se trouve le long de la Sitter à Appenzell (115) et la moins riche tout à l'aval de la Landquart à Felsenbach (095). Les Alpes centrales possèdent les cours d'eau les moins riches en espèces de Trichoptères

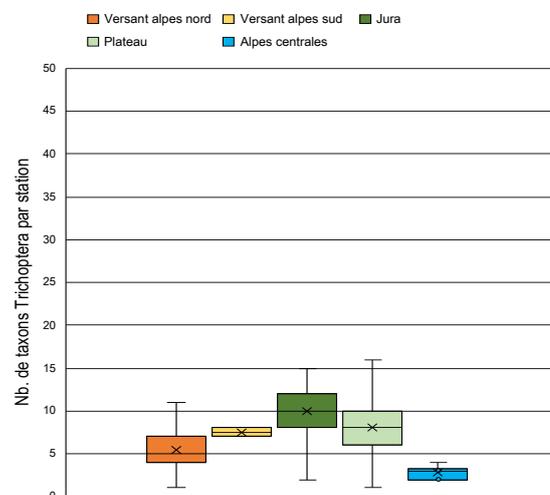


Fig. 72: Nombre d'espèces Trichoptera par station pour les différentes régions biogéographiques de Suisse.

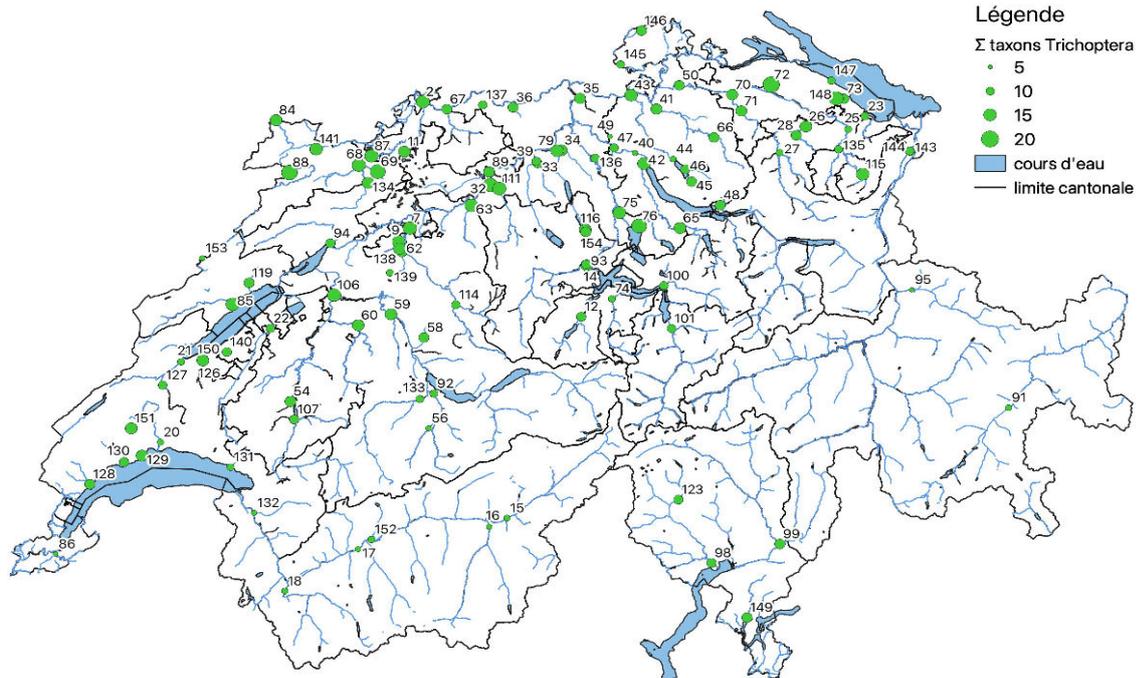


Fig. 73: Nombre d'espèces Trichoptera aux 106 stations de la campagne NAWA de 2019. Les nombres indiqués sur la carte correspondent aux numéros d'identification des stations.

La répartition spatiale du nombre d'espèce de Trichoptères permet de conclure que les espèces de Trichoptères sont moins sensibles aux effets de l'utilisation dans les bassins versants (figure 73). Bien que les stations du bassin versant de la Birs comportent aussi les populations les plus riches en termes d'espèces de Trichoptères, nombreuses sont les stations du Plateau situées dans le bassin versant de l'Aare comme la Saane (CH_106_BE), la Wigger (111), la Pfaffnern (032), la Langete (063), la Dünneren (089), la Wyna (033), la Bünz (034), la Surb (035) ou dans le bassin versant du Rhin comme la Glatt (043), la Sissle (036) et le Möhlinbach (137) qui ne voient pas leur nombre d'espèces de Trichoptères chuter aussi fortement que celui des Éphéméroptères et des Plécoptères. Le plus faible nombre d'espèces de Trichoptères est trouvé dans les cours d'eau des vallées alpines du Rhône, du Rhin, de l'Inn et dans les affluents du Lac de Thoune

8.2 Paramètres influençant les espèces EPT

La répartition spatiale des espèces EPT prises dans leur ensemble, mais aussi répertoriées selon des trois ordres d'insectes, suggère que plusieurs facteurs au sein des bassins versants des stations NAWA peuvent avoir une influence déterminante sur leur présence et leur abondance. Ces relations ont été examinées.

8.2.1 Caractéristiques des bassins versants et espèces EPT

Caractéristique des bassins versants	EPT	E	P	T
Part de surfaces construites [%]	-0.38	-0.34	-0.45	-0.05
Surfaces herbagères [m2]	0.18	0.18	0.23	-0.03
Part de surfaces herbagères [%]	0.49	0.49	0.50	0.11
Surfaces forestières [m2]	0.15	0.14	0.19	-0.02
Part de surfaces forestières [%]	0.44	0.42	0.31	0.28
Terres arables [m2]	0.11	0.12	-0.06	0.21
Part de terres arables [%]	-0.33	-0.31	-0.51	0.13
Vergers [m2]	0.08	0.11	-0.03	0.14
Part de vergers [%]	-0.21	-0.19	-0.29	0.08
Vignobles [m2]	-0.17	-0.18	-0.02	-0.22
Part de vignobles [%]	-0.20	-0.19	-0.14	-0.15
Surfaces improductives [m2]	-0.17	-0.19	0.05	-0.29
Part de surfaces improductives [%]	-0.10	-0.14	0.23	-0.40
Terres arables ouvertes [ha]	0.05	0.08	-0.11	0.18
Terres arables totales [ha]	0.12	0.13	-0.06	0.24
Cultures pérennes [ha]	0.26	0.28	0.20	0.12
UGB total	0.25	0.26	0.14	0.18
Surfaces agricoles utiles totales [ha]	0.23	0.25	0.13	0.16
UGB par hectare agricole [UGB/ha]	0.13	0.13	-0.03	0.27
UGB par km² de bassin versant	-0.04	0.00	-0.30	0.30
Nombre d'exploitations	0.21	0.21	0.15	0.11
Longueur du réseau hydrographique	0.11	0.11	0.20	-0.08
Altitude de la station [m]	0.06	-0.01	0.33	-0.25
Débit moyen modélisé [m3 / s]	-0.01	-0.02	0.13	-0.17
Ordre du cours d'eau selon Strahler	0.35	0.33	0.41	0.01
Part d'eaux usées au débit Q347 [%]	0.01	-0.01	-0.01	0.06
Eaux usées (500 litres/adulte*jour)	-0.02	0.02	-0.08	0.02
Pente du cours d'eau à la station	-0.04	-0.10	0.07	-0.08
Déclivité moyenne du bassin versant	0.30	0.27	0.58	-0.25
Classe écomorphologique	0.08	0.07	-0.06	0.18
Arables+vergers+vignobles+constr.	-0.45	-0.41	-0.60	0.06
Terres arables+vergers +constructions	-0.43	-0.40	-0.60	0.08
Terres arables+vignobles+constructions	-0.44	-0.40	-0.60	0.07
Surf. improductives+forêts+herbages	0.45	0.41	0.63	-0.08
Forêts+herbages	0.63	0.62	0.55	0.27
Surf. improductives+forêts	0.21	0.17	0.42	-0.17
Surf. improductives+herbages	0.23	0.20	0.51	-0.26

Tab. 6: Coefficients de corrélation de Pearson entre différentes caractéristiques connues des bassins versants et le nombre de taxons de la totalité des EPT (EPT) ainsi que des ordres Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera. Les champs surlignés en jaune (corrélation faible) et en vert (corrélation moyenne) sont étudiés de plus près.

Les relations existantes entre la diversité des espèces EPT et l'ensemble des caractéristiques disponibles pour les bassins versants de chacune des stations ont été étudiées (tableau 6). L'analyse montre que les différents usages des surfaces, pris de manière isolés ou combinés et exprimés en pourcent de surface du bassin versant, le numéro d'ordre hydrologique et la déclivité moyenne du bassin versant ont une influence déterminante sur le nombre d'espèces EPT. La quantité et la part d'eaux usées ainsi que l'écomorphologie au voisinage immédiat de la station n'ont quant à eux pas d'influence déterminante.

8.2.2 Caractéristiques des bassins versants et nombre d'individus EPT

De manière analogue à la diversité d'espèces, l'importance de l'influence des paramètres des bassins versants des stations sur la somme totale du nombre d'individus EPT a été étudiée à l'aide d'une analyse de corrélation.

Caractéristique des bassins versants	EPT	E	P	T
Part de surfaces construites [%]	-0.27	-0.07	-0.37	-0.21
Surfaces herbagères [m2]	0.11	0.02	0.07	0.18
Part de surfaces herbagères [%]	0.15	0.11	0.22	-0.04
Surfaces forestières [m2]	0.07	-0.03	0.03	0.20
Part de surfaces forestières [%]	0.17	0.16	0.04	0.11
Terres arables [m2]	-0.13	-0.06	-0.19	-0.02
Part de terres arables [%]	-0.20	-0.03	-0.36	-0.10
Vergers [m2]	-0.08	-0.03	-0.15	0.00
Part de vergers [%]	-0.20	-0.10	-0.19	-0.12
Vignobles [m2]	-0.10	-0.09	-0.06	-0.05
Part de vignobles [%]	-0.08	-0.02	-0.08	-0.09
Surfaces improductives [m2]	0.07	-0.07	0.12	0.20
Part de surfaces improductives [%]	0.14	-0.10	0.42	0.14
Terres arables ouvertes [ha]	-0.13	-0.05	-0.21	-0.04
Terres arables totales [ha]	-0.12	-0.06	-0.19	-0.01
Cultures pérennes [ha]	0.08	0.05	-0.03	0.14
UGB total	0.03	0.04	-0.08	0.08
Surfaces agricoles utiles totales [ha]	0.01	0.01	-0.08	0.10
UGB par hectare agricole [UGB/ha]	-0.06	0.01	-0.09	-0.07
UGB par km ² de bassin versant	-0.16	-0.02	-0.29	-0.10
Nombre d'exploitations	0.02	0.00	-0.06	0.10
Longueur totale du réseau hydrographique à l'amont de la station	0.04	-0.04	0.07	0.11
Altitude de la station [m]	0.16	-0.07	0.56	-0.03
Débit moyen modélisé [m3 / s]	0.11	-0.02	0.09	0.24
Ordre du cours d'eau selon Strahler	0.12	0.00	0.23	0.06
Part d'eaux usées au débit Q347 [%]	-0.10	-0.13	-0.02	0.01
Eaux usées (500litres/adulte*jour)	-0.10	-0.06	-0.15	0.03
Pente du cours d'eau à la station	0.06	0.04	0.11	-0.05
Déclivité moyenne du bassin versant	0.29	0.06	0.49	0.15
Classe écomorphologique	0.05	0.02	0.02	0.05
Arables+vergers+vignobles+constr.	-0.27	-0.06	-0.44	-0.16
Terres arables+vergers +constructions	-0.27	-0.05	-0.44	-0.15
Arables+vignobles+constructions	-0.26	-0.05	-0.44	-0.15
Surf. improductives+forêts+herbages	0.29	0.08	0.46	0.14
Forêts+herbages	0.22	0.18	0.18	0.04
Surf. improductives+forêts	0.24	0.01	0.40	0.20
Surf. improductives+herbages	0.21	-0.01	0.48	0.09

Tab. 7. Coefficients de corrélation de Pearson entre les différentes caractéristiques connues des bassins versants et le nombre d'individus de la totalité des EPT (EPT) ainsi que des ordres Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera. Les champs surlignés en jaune (corrélation faible) sont étudiés de plus près.

L'analyse montre que les caractéristiques des bassins versants ont une influence déterminante sur le nombre d'individus seulement chez les Plécoptères. La relation est observée pour les différentes catégories d'usage du sol ainsi que pour la déclivité moyenne du bassin versant et l'altitude de la station. Les eaux usées, la pente à la station, l'écomorphologie au voisinage immédiat de la station et le numéro d'ordre hydrologique ne jouent pas un rôle déterminant.

8.2.3 Influence de l'utilisation du sol sur le nombre de taxons EPT

Concernant le type d'utilisation des sols des bassins versants, la différenciation entre les utilisations intensives et extensives est aisée, ce qui se montre aussi très bien par les coefficients r des tableaux 6 et 7. Au cours de l'analyse, il a vite été clair que ce n'est pas un type d'utilisation particulier mais la combinaison des différents usages qui est plus déterminante. Toutes les combinaisons possibles d'utilisations intensives (corrélées négativement avec le nombre d'espèces) et extensives (corrélées positivement avec le nombre d'espèces) ont été vérifiées. La meilleure corrélation a été trouvée pour la somme des parts de surfaces forestières et herbagères.

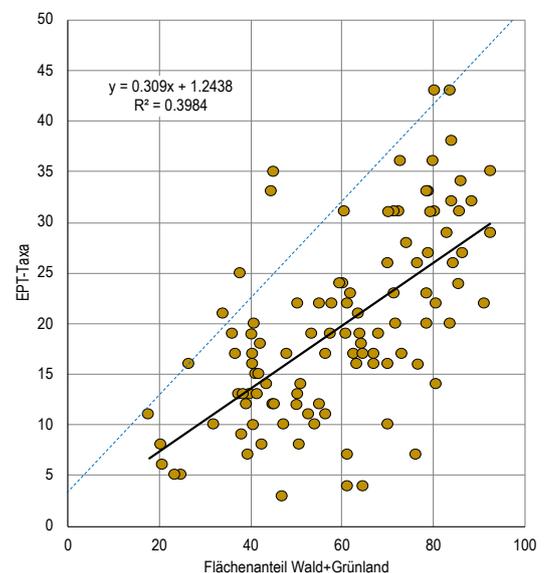


Fig. 74. Relation entre le nombre d'espèces EPT recensées et la part de surface du bassin versant utilisée de manière extensive [%]. La ligne bleue tracée en pointillé indique visuellement la limite supérieure du nombre possible d'espèces en fonction de la somme des parts de surfaces ($n=106$).

On peut aussi remarquer qu'il existe une sorte de limite supérieure du nombre d'espèces qui est également dépendante de la part de surface dédiée aux forêts et aux herbages (figure 74). En dessous de cette limite supérieure, il semble que d'autres

facteurs de stress plus locaux réduisent le nombre d'espèces.

Le meilleure corrélation négative a été trouvée pour la somme des parts de surfaces dédiées aux terres arables, aux vergers, aux vignobles et aux constructions. En comparaison avec l'usage extensif du sol, le nombre d'espèces se comporte logiquement de manière quasi symétrique. Le nombre d'espèces diminue avec l'augmentation de la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive. Une sorte de limite supérieure pour le nombre d'espèces, qui dépend de la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive, peut ici aussi être définie.

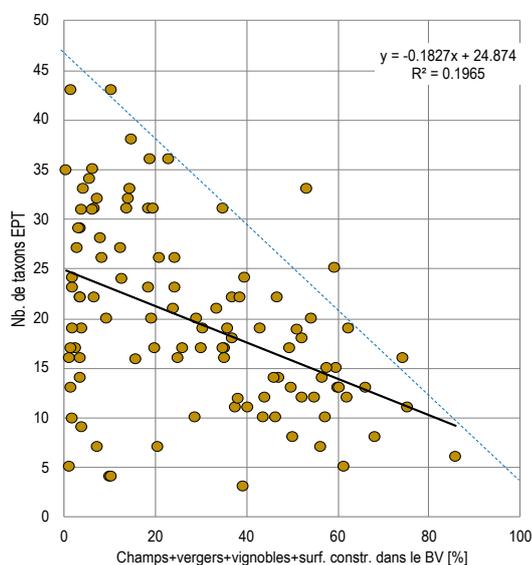


Fig. 75: Relation entre le nombre d'espèces EPT recensées et la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive [%]. La ligne bleue tracée en pointillé indique visuellement la limite supérieure du nombre possible d'espèces en fonction de la somme des parts de surfaces (n=106)

La valeur maximale des limites supérieures des figures 74 et 75 se trouve à environ 50 espèces. Cela pourrait signifier qu'au sein du réseau NAWA, il faut compter avec une diversité taxonomique d'au maximum 50 espèces EPT dans un bassin versant couvert à 100 % par des surfaces forestières et herbagères. Cette valeur pourrait faire office de valeur référence pour de très bonnes conditions. Le nombre maximal de 43 espèces EPT a été observé en 2019 dans la Thur à Niederbüren (CH_026_SG) et dans la Sitter à Appenzell (CH_115_AI). La part de surface utilisée de manière extensive (forêt et herbages) dans les bassins versants de ces stations atteint respectivement 83.9 % et 80.2 %.

8.2.4 Influence de l'utilisation du sol sur le nombre d'espèces Ephemeroptera

Comme pour l'entier des espèces EPT, la part de forêts et d'herbages dans le bassin versant a une influence sur la présence des espèces d'Éphéméroptères. Le nombre d'espèces augmente avec l'accroissement de la part de ces surfaces. Une sorte de limite supérieure du nombre d'espèces dépendante de la part de ces surfaces est aussi reconnaissable pour les Éphéméroptères (figure 76). Le nombre maximal est d'environ 20 espèces pour un bassin versant recouvert à 100 % par de la forêt et des herbages. Cette valeur correspond aussi à la valeur maximale obtenue dans le cadre de la campagne NAWA de 2019. Cette valeur a de nouveau été atteinte dans la Thur à Niederbüren (CH_026_SG). La station de la Scheulte CH_069_JU, dont le bassin versant est recouvert de forêts et d'herbages à hauteur de 83.9 %, vient en second avec 17 espèces recensées (figure 76).

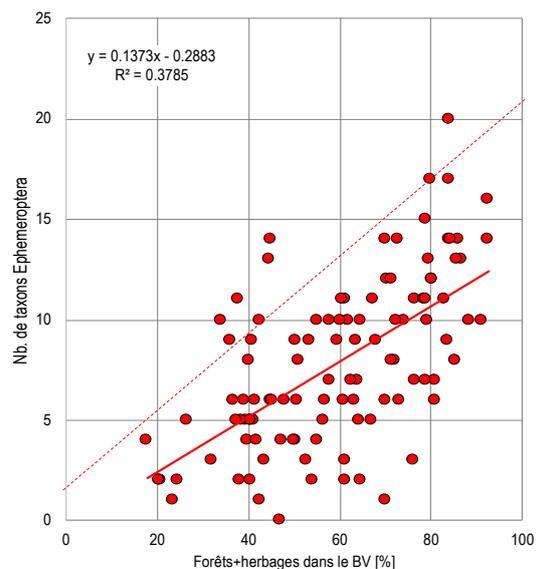


Fig. 76: Relation entre le nombre d'espèces Ephemeroptera recensées et la part de surface du bassin versant utilisée de manière extensive [%]. La ligne rouge tracée en pointillé indique visuellement la limite supérieure du nombre possible d'espèces en fonction de la somme des parts de surfaces (n=106).

Le nombre d'espèces d'Éphéméroptères se comporte de manière presque symétrique (il manque les surfaces improductives) lorsqu'il est comparé à la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive (figure 77). Le nombre d'espèces diminue avec l'augmentation de la part de surface utilisée de manière intensive. La limite supérieure linéaire schématisée passe d'environ 20 espèces à 0 espèces sur l'intervalle de 0 % à 100 % de part de surface utilisée intensivement.

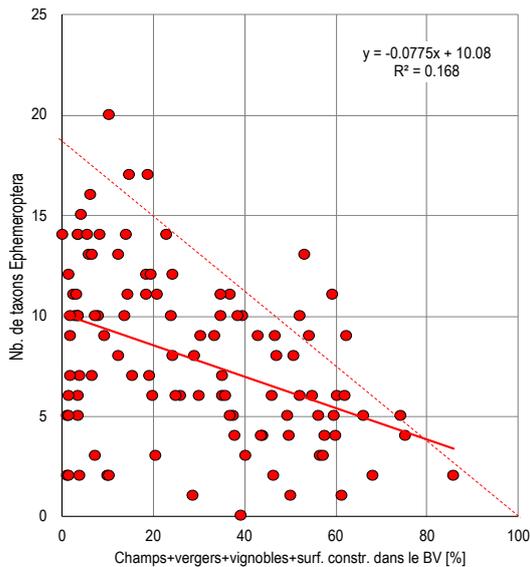


Fig. 77: Relation entre le nombre d'espèces Ephemeroptera recensées et la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive [%]. La ligne rouge tracée en pointillé indique visuellement la limite supérieure du nombre possible d'espèces en fonction de la somme des parts de surfaces (n=106).

8.2.5 Influence de l'utilisation du sol sur le nombre d'espèces Plecoptera

L'usage des sols influence aussi les espèces de Plécoptères. La probabilité de trouver plus d'espèces augmente parallèlement avec la part de surface couverte par la forêt, les herbages et les surfaces improductives (figure 78). Une limite supérieure linéaire de pente positive est aussi observée. Celle-ci s'arrête à environ 16 espèces.

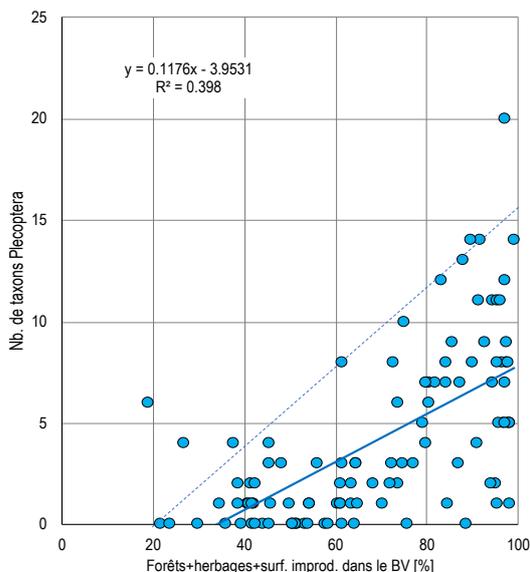


Fig. 78: Relation entre le nombre d'espèces Plecoptera recensées et la part de surface du bassin versant utilisée de manière extensive [%]. La ligne bleue tracée en pointillé indique visuellement la limite supérieure du nombre possible d'espèces en fonction de la somme des parts de surfaces (n=106).

Pourtant, une valeur maximale de 20 espèces a été trouvée lors de la campagne NAWA de 2019, cette

fois dans la Sitter à Appenzell (CH_115_AI). Suivent trois stations auxquelles la valeur atteint 14 espèces. Par rapport aux autres espèces EPT, les espèces appartenant à l'ordre des Plécoptères semblent être plus sensibles aux effets de l'usage des sols. Sur la base de la régression linéaire, il faut qu'environ 30 % de la surface du bassin versant soit recouverte de forêt, d'herbages et de surfaces improductives pour enfin trouver des Plécoptères. Sur la base de la limite supérieure conceptualisée, cela survient à partir d'environ 20 %. Cela explique pourquoi les Plécoptères ont disparu d'un grand nombre de cours d'eau du Plateau. L'augmentation complémentaire de la part de surface des bassins versants des stations NAWA utilisée de manière intensive présente une relation inverse avec le nombre d'espèces de Plécoptères (figure 79). En moyenne, les Plécoptères disparaissent lorsque la part de surface utilisée de manière intensive dépasse 60 %. Pour la limite supérieure schématisée, cela survient à partir de 80 % de part de ces surfaces.

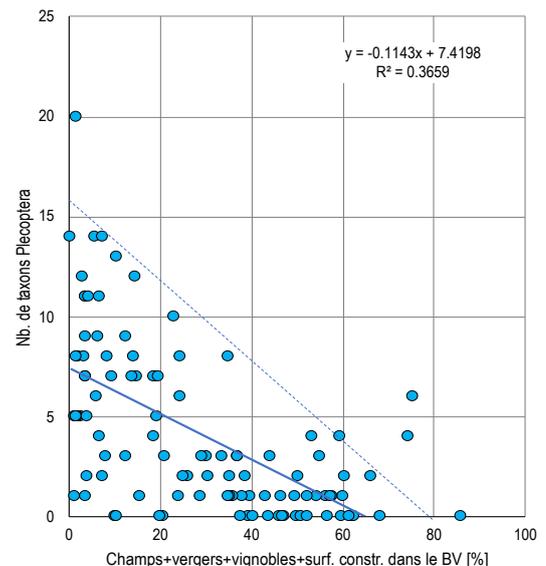


Fig. 79: Relation entre le nombre d'espèces Plecoptera recensées et la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive [%]. La ligne bleue tracée en pointillé indique visuellement la limite supérieure du nombre possible d'espèces en fonction de la somme des parts de surfaces (n=106).

8.2.6 Influence de l'utilisation du sol sur le nombre total de taxons Trichoptera

Les Trichoptères sont moins sensibles aux effets dus à l'utilisation des sols du bassin versant. Ni les combinaisons des usages extensifs ni celles des usages intensifs n'ont d'effet déterminant sur le nombre d'espèces aux stations. Les cours d'eau des régions alpines ayant une part de surfaces improductives (rochers, éboulis, névés et glaciers) élevée dans leur bassin versant font exception. Pour ceux-ci la

relation suivante est valable : plus la part des surfaces improductives est élevée, plus le nombre d'espèces de Trichoptères est bas (figure 80). Bien que les valeurs soient fortement dispersées, une limite supérieure du nombre d'espèces de pente négative peut également être dessinée. De manière générale, les Trichoptères sont plus fréquents dans les eaux plus riches qui leur fournissent un apport continu en particules organiques ou du périphyton en quantité suffisante. Les espèces prédatrices y trouvent aussi suffisamment de proies

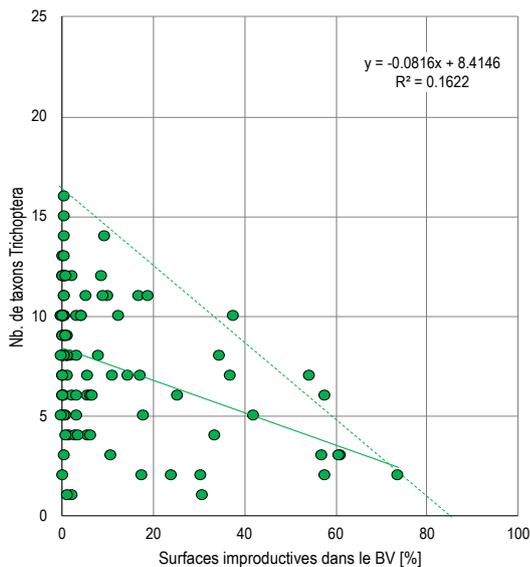


Fig. 80: Relation entre le nombre d'espèces Trichoptera recensées et la part des surfaces improductives du bassin versant [%]. La ligne verte tracée en pointillé indique visuellement la limite supérieure du nombre possible d'espèces en fonction de la somme des parts de surfaces (n=106).

8.2.7 Influence de la taille du cours d'eau sur l'occurrence des taxons EPT

La taille du cours d'eau, estimée via son numéro d'ordre hydrologique, joue un rôle certain sur la quantité d'espèces EPT. Les grands cours d'eau présentent naturellement une plus grande diversité d'habitats, un débit plus régulier et un recyclage des nutriments plus élevé. Comme le montre la figure 81, le nombre d'espèces progresse avec l'augmentation du numéro d'ordre, et ceci pour l'ensemble des espèces EPT mais aussi pour les Plécoptères. En moyenne, le nombre d'espèces de Plécoptères augmente d'une espèce pour chaque augmentation d'un numéro d'ordre. Cette augmentation est de 2 espèces par numéro d'ordre pour l'ensemble des espèces EPT. Cette relation linéaire est évidemment accompagnée d'une grande dispersion des valeurs, elle-même causée par d'autres facteurs d'influence.

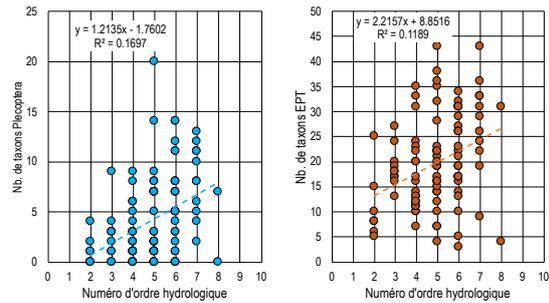


Fig. 81: Relation entre le numéro d'ordre des cours d'eau et le nombre d'espèces EPT (à droite) et le nombre d'espèces Plecoptera (à gauche).

8.2.8 Influence de la déclivité moyenne sur le nombre d'espèces EPT

Comme déjà étudié pour l'indice SPEAR, la déclivité moyenne des terrains des bassins versants des stations est un paramètre de substitution (=proxy) qui définit le type d'usage prédominant des sols. Par les immissions de substances polluantes ainsi que les impacts sur la morphologie des cours d'eau qu'il engendre, l'usage des sols influence à son tour les conditions d'habitat du macrozoobenthos. Le fait que les tracés obtenus pour les trois ordres des EPT divergent dans la figure 82 indique que c'est bien l'utilisation des sols qui se trouve principalement derrière cette influence. Le nombre d'espèces appartenant aux Plécoptères et aux Éphéméroptères s'élève avec l'augmentation de la déclivité moyenne du bassin versant alors que les populations de Trichoptères les plus riches en espèces se trouvent dans les bassins versants plus plats.

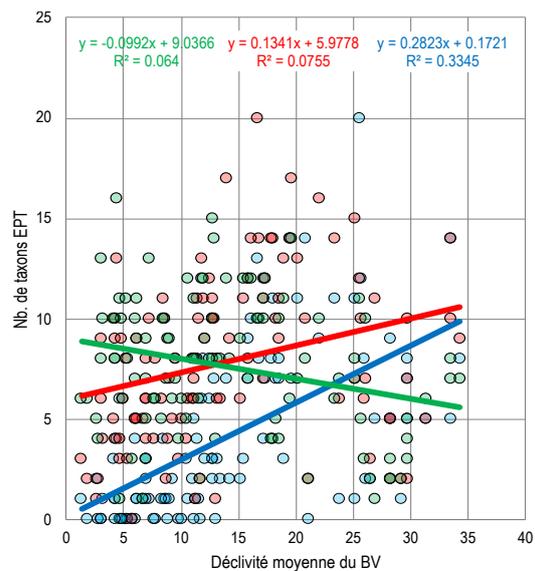


Fig. 82: Relation aux stations NAWA (n=106) entre le nombre d'espèces EPT recensées et la déclivité moyenne du bassin versant [%]. Bleu=Plecoptera, rouge=Ephemeroptera, vert=Trichoptera.

Outre leur tolérance vis-à-vis des effets de l'utilisation des sols, les Trichoptères préfèrent les cours d'eau plus productifs qui leur fournissent plus de ressources nutritives.

8.2.9 Influence de l'utilisation des sols sur le nombre d'individus EPT

Comme le montre l'analyse de corrélation, les paramètres propres aux bassins versants n'ont en général pas d'influence sur l'abondance des individus EPT. Les Plécoptères font office d'exception.

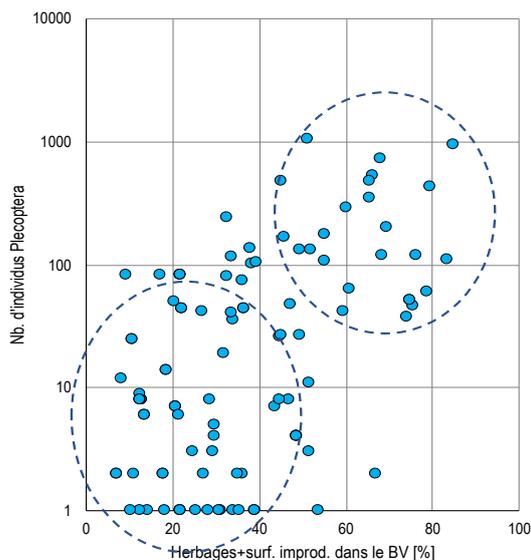


Fig. 83: Relation aux stations NAWA ($n=106$) entre le nombre d'individus Plecoptera et la part d'herbages et de surfaces improductives dans le bassin versant [%].

Une exception existe pour la relation liant l'utilisation des sols et le nombre d'individus appartenant aux Plécoptères (figure 83). En 2019, des abondances d'individus plus élevées chez les Plécoptères ont été observées aux stations pour lesquelles la part de surfaces herbagères et improductives dans le bassin versant est supérieure à 45 %. Pour des parts de surfaces plus basses, il n'y a eu que peu de stations avec plus de 100 individus. De plus, nombre de ces stations n'abritaient plus aucun Plécoptère. Au contraire, des abondances > 100 individus ne sont trouvées qu'aux stations dont la part de surfaces construites et cultivées de manière intensive dans le bassin versant est inférieure à 20 %. En 2019, les Plécoptères n'étaient présents qu'en petit nombre, ou carrément absents, aux stations dont la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive est supérieure à 40 % (figure 84). La part de surfaces forestières n'est pas un paramètre déterminant au sein de ces relations.

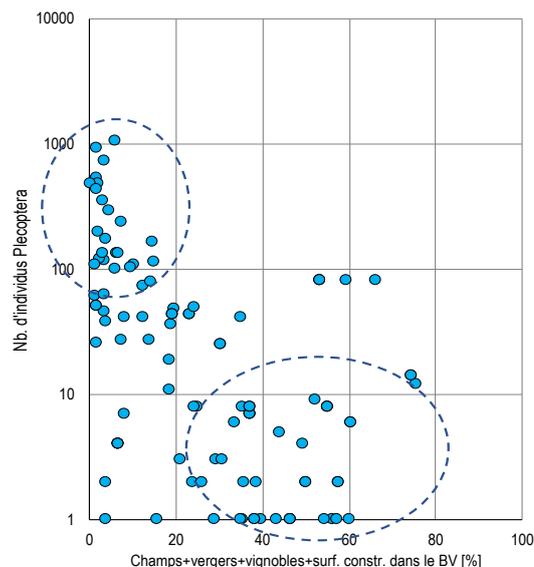


Fig. 84: Relation aux stations NAWA ($n=106$) entre le nombre d'individus Plecoptera et la part de surface du bassin versant utilisée de manière intensive [%].

8.2.10 Discussion sur les paramètres n'ayant pas d'influence sur les EPT

Concernant les caractéristiques disponibles pour les bassins versants, le nombre d'espèces EPT ainsi que l'abondance de leurs individus ne réagissent pas aux paramètres eaux usées, écomorphologie et éclusées. Ceci est étonnant puisque les EPT forment la quasi-totalité des espèces indicatrices utilisées pour le calcul de l'IBCH, et que celui-ci a justement pour but d'intégrer la charge polluante et la structure écomorphologique au sein d'un même indice de qualité.

L'IBGN, sur lequel est basé l'IBCH, mais aussi d'autres indicateurs de qualité comme l'indice saprobique ou l'ancien Makroindex ont été "calibrés" au moyen de paramètres chimiques. Pour chacun de ces indices, les EPT jouent un grand rôle lors de l'estimation de la classe de qualité. La tolérance des EPT constatée ci-dessus est peut-être plutôt liée à la définition des paramètres écomorphologie et charge polluante.

Le paramètre "écomorphologie" retenu pour les analyses ne concerne que la zone de la grille d'échantillonnage. Cela ne semble pas suffire puisque pour qu'une espèce soit présente, c'est la qualité de son habitat sur une plus grande surface qui doit être considérée. Ceci a déjà été démontré par les relations obtenues pour l'usage des sols des bassins versants. Un nouveau paramètre, correspondant à la répartition relative des classes écomorphologiques dans le réseau hydrographique des bassins versants des stations, est donc proposé.

L'écomorphologie du réseau hydrographique est déterminée sur l'ensemble de la Suisse. La répartition des classes écomorphologiques spécifique à chaque bassin versant peut donc être déterminée à l'aide d'une simple analyse SIG.

Les paramètres concernant les eaux usées ne sont probablement pas assez spécifiques pour qu'il soit possible de démontrer leur impact sur les espèces EPT. Si cela n'a pas encore été fait, il faudrait effectuer une analyse détaillée à grande échelle afin de pouvoir déterminer des paramètres plus pertinents. Les conditions pour une telle analyse sont réunies puisque depuis 2012, différents paramètres chimiques ont été mesurés à environ 100 reprises à chacune des stations. De plus, le débit, mesuré à intervalle de 10 minutes, est disponible pour quelques 80 stations NAWA, ce qui permet d'estimer de manière précise les débits durant la période d'échantillonnage. Ceci permettrait de faire des analyses C/Q et de déduire ainsi des paramètres beaucoup plus spécifiques sur les substances polluantes. Un autre paramètre pourrait prendre en compte le nombre de rejets de l'évacuation des eaux urbaines ou d'autres grandeurs en lien avec celle-ci.

Avec des valeurs "oui" ou "non", les informations sur les régimes d'éclusee et les débits résiduels sont également trop imprécises pour qu'un éventuel effet sur la faune EPT puisse être décelé. Le rapport entre le débit d'éclusee et le débit plancher, ou, concernant les débits résiduels, le rapport entre le débit résiduel et le Q347 ainsi que d'autres paramètres dérivés des mesures hydrographiques sont bien plus essentiels (Baumann et al. 2012, Tonolla et al. 2015). Les données de Verena Lubini pour 36 cours d'eau alpins montrent que dans ces régions la force hydraulique (FH) peut très bien avoir une influence sur le nombre de taxons EPT (figure 85). Les quelques stations NAWA situées dans les régions alpines subissent toutes un effet d'éclusee. La question se pose donc dans quelle mesure le faible nombre de taxons observés à ces stations (figures 65 à 72) peut être attribué aux conditions naturelles prévalant dans les cours d'eau alpins et dans quelle mesure il est provoqué par les effets d'éclusee. La différenciation entre ces deux facteurs serait d'autant plus importante à faire si les facteurs de correction de la valeur VT des cours d'eau alpins ont été déterminés sur la seule base des données macrozoobenthos du NAWA.

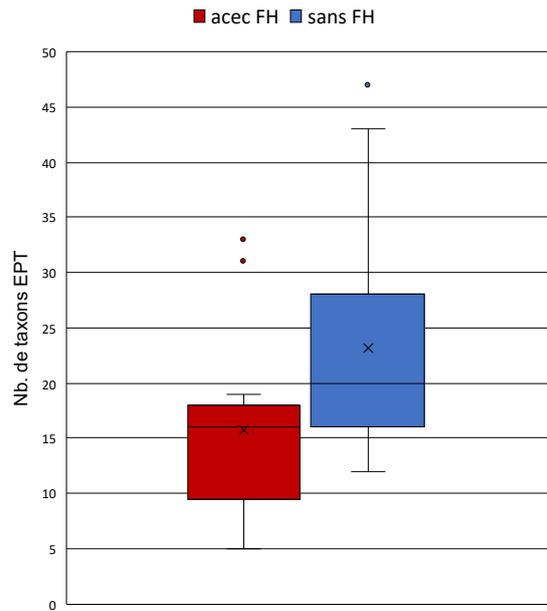


Fig. 85: Influence de l'usage de la force hydraulique (FH) sur le nombre de taxons EPT dans des cours d'eau alpins (différence significative, $p=0.05$).

9 Néozoaires

Les néozoaires, aussi appelé espèces exotiques, mettent aussi les espèces indigènes du macrozoobenthos sous pression. Les gammaridés carnivores (*Dikerogammarus villosus*, *Echinogammarus ischnus*) observés en masse en 2019 à une station NAWA en sont un exemple. Ils y ont effectivement exterminé une grande partie des insectes aquatiques. Lors de la campagne de 2019, les opérateurs de terrain et de laboratoire devaient focaliser leur attention sur sept néozoaires et reporter leurs occurrences dans les protocoles de laboratoire IBCH. Il s'agit des espèces suivantes :

- *Dugesia tigrina*
- *Potamopyrgus antipodarum*
- *Haitia acuta*
- *Dikerogammarus villosus*.
- *Crangonyx pseudogracilis*
- *Craspedacusta sowerbyi*
- *Polychaeta*

9.1 Répartition 2019

Parmi ces sept espèces, cinq ont été observées en 2019 aux stations du réseau NAWA.

9.1.1 *Dugesia tigrina*

L'espèce *Dugesia tigrina* a été observée en 2019 à 12 stations NAWA. Les localisations principales pour cette espèce sont la Limmat, la Lorze, les affluents de l'Aar autour d'Olten, le Doubs, les affluents de la rive nord du Léman ainsi que l'embouchure de la Maggia et le Landgraben Schaffhousois (figure 86).

9.1.2 *Potamopyrgus antipodarum*

Potamopyrgus antipodarum est le néozoaire qui possède, au sein du réseau NAWA, la répartition géographique la plus large. Cette espèce a été trouvée à 44 stations. Elle est répandue sur l'ensemble du Plateau, bien qu'elle y soit plus fréquente dans la partie est que ouest. On la trouve aussi de manière isolée dans les affluents du Rhin autour de Bâle (Birs et Ergolz), en Valais (Rhône et Drance), dans l'Alaine et dans la Moesa (figure 87).

9.1.3 *Haitia acuta*

Cette espèce est fréquemment trouvée sur le Plateau autour des cours d'eau du Rhin, de l'Aare, de la Reuss et de la Limmat. Elle est trouvée de manière isolée dans les affluents nord du Léman, dans la Sionge fribourgeoise ainsi que dans le Chemibach et le Beggingerbach. Au total, l'espèce a été observée à 19 stations (figure 88).

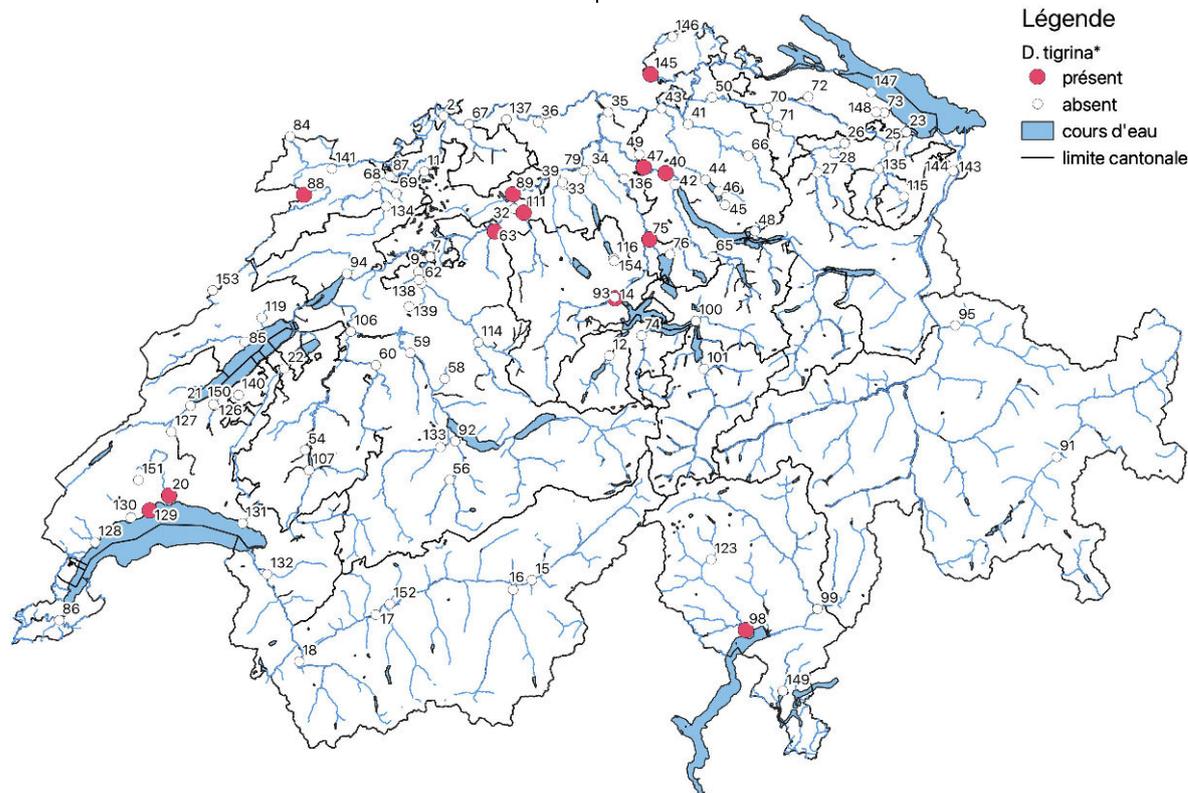


Fig. 86: Répartition géographique en 2019 de *Dugesia tigrina* aux stations de mesure du réseau NAWA.

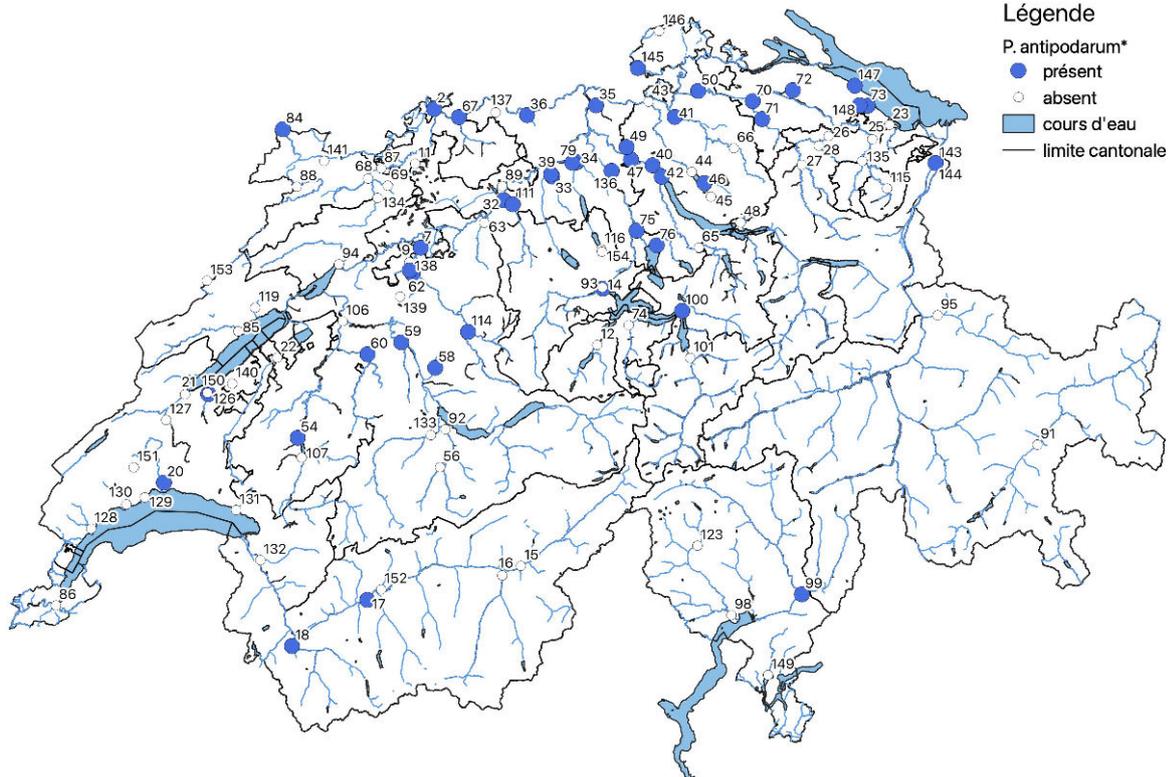


Fig. 87: Répartition géographique en 2019 de *Potamopyrgus antipodarum* aux stations de mesure du réseau NAWA.



Fig. 88: Répartition géographique en 2019 de *Haitia acuta* aux stations de mesure du réseau NAWA.



Fig. 89: Répartition géographique en 2019 de *Dikerogammarus villosus* aux stations de mesure du réseau NAWA.



Fig. 90: Répartition géographique en 2019 de *Crangonyx pseudogracilis* aux stations de mesure du réseau NAWA.

9.1.4 *Dikerogammarus villosus*

L'espèce *Dikerogammarus villosus* a été observée à cinq stations : dans la Limmat à Zurich, deux fois dans la Glatt et deux fois dans la Lorze dans la région de Zoug. Des études menées dans la Limmat en 2020 ont montré qu'elle y colonise le lit du cours d'eau avec des densités de populations de plusieurs centaines d'individus par mètre carré (figure 89).

9.1.5 *Crangonyx pseudogracilis*

L'espèces *Crangonyx pseudogracilis* n'a été trouvée que dans la Aa au Lac de Greifen, dans la Glatt et dans la Vedeggio près du Lac de Lugano (figure 90).

L'espèce *Craspedacusta sowerbii* ainsi que le taxon *Polychaeta* n'ont pas été observés aux stations NAWA en 2019.

9.2 Évolution 2012-2019

Parmi les sept néozoaires "caractéristiques", 3 ont élargi leur aire de répartition entre 2015 et 2019. Il s'agit surtout des deux espèces *Haitia acuta* et *Potamopyrgus antipodarum*. La répartition des *Dikerogammarus villosus* reste stable aux 5 stations. Des populations importantes (>100 individus) ont été observées à 4 stations (tableau 8).

Espèce	Part de stations avec observations (2012 et 2015: n=88; 2019: n=106;)			Nombre de stations avec >100 individus	Élargissement de l'aire de répartition
	2019	2015	2012		
				2019	
<i>C. sowerbii</i>	-	-	-		n.b
<i>D. tigrina</i>	11%	-	-		n.b
<i>Polychaeta</i>	-	-	-		n.b
<i>P. antipodarum</i>	42%	25%	24%	3	ja
<i>H. acuta</i>	18%	5%	2%		ja
Crangonycitidae	3%	2%	0%	0	ja
<i>Dikerogammarus</i> sp.	5%	5%	5%	1	nein

Tab. 8: Évolution entre 2012 et 2019 de sept néozoaires sélectionnés.

10 Liste Rouge

La présence d'espèces menacées a aussi été vérifiée au moment de la détermination à l'espèces du matériel EPT. Y sont inclus les espèces ayant au minimum le statut VU (vulnérable).

10.1 Ephemeroptera

Seize espèces Ephemeroptera menacées en Suisse ont été trouvées en 2019. Cinq espèces sont au bord de l'ex-tinction (CR), trois sont en danger (EN) et huit sont vulnérables (VU). En 2015, 9 espèces menacées avaient été recensées. *Ameletus inopinatus* n'a pas été observée en 2019 (tableau 9).

Genre	Espèce	Cat. UICN	Station	Nb. individus	2015
Caenis	pusilla	CR	2	3	oui
Acentrella	sinaica	CR	1	24	-
Ephemera	glaucops	CR	1	9	-
Ameletus	inopinatus	CR	-	-	oui
Rhithrogena	germanica	CR	6	43	-
Caenis	rivulorum	EN	4	10	oui
Rhithrogena	landai	EN	3	55	oui
Choroterpes	picteti	EN	1	1	-
Torleya	major	VU	11	412	oui
Baetis	bucerus	VU	9	657	oui
Rhithrogena	allobrogica	VU	5	15	oui
Baetis	pentapleobodes	VU	3	143	-
Baetis	liebenauae	VU	1	29	-
Baetis	nubecularis	VU	1	10	oui
Habrophlebia	eldae	VU	1	4	-
Ecdyonurus	dispar	VU	1	1	oui

Tab. 9: Liste des espèces Ephemeroptera menacées en Suisse trouvées aux stations NAWA en 2019.

10.2 Plecoptera

Parmi les cinq espèces menacées trouvées en 2019, une est au bord de l'extinction (CR) et une autre est en danger (EN).

Genre	Espèce	Cat. UICN	Station	Nb. individus	2015
Brachyptera	trifasciata	CR	1	3	oui
Besdolus	imhoffi	EN	1	1	oui
Isoptera	obscura	EN	-	-	oui
Nemoura	avicularis	EN	-	-	oui
Nemoura	uncinata	EN	-	-	oui
Dinocras	megacephala	VU	3	3	-
Brachyptera	seticornis	VU	2	54	-
Protonemura	meyeri	VU	1	1	oui
Capnia	bifrons	VU	-	-	oui
Taeniopteryx	hubaulti	VU	-	-	oui

Tab. 10: Liste des espèces Plecoptera menacées en Suisse trouvées aux stations NAWA en 2019.

Les populations des trois autres espèces sont considérées comme étant vulnérables (VU). En 2015, huit

espèces menacées avaient été trouvées. Parmi celles-ci, trois ont été retrouvées en 2019 (tableau 10).

10.3 Trichoptera

En 2019, sept espèces menacées ont été recensées. Une est éteinte en Suisse (RE), deux en danger (EN) et quatre ont des populations vulnérables (VU). En 2015, sept espèces menacées avaient aussi été trouvées. Parmi celles-ci, seules deux ont été retrouvées en 2019 (tableau 11).

Genre	Espèce	Cat. UICN	Station	Nbr. individus	2015
Brachycentrus	subnubilus	RE	1	1	-
Ithytrichia	lammellaris	CR	-	-	oui
Micrasema	setiferum	EN	4	22	oui
Hydropsyche	exocellata	EN	2	315	oui
Silo	piceus	VU	6	11	-
Agapetus	nimbulus	VU	1	11	-
Agapetus	laniger	VU	1	4	-
Lepidostoma	basale	VU	1	1	oui
Ceraclea	annulicornis	VU	-	-	oui
Athripsodes	albifrons	VU	-	-	oui
Halesus	tesselatus	VU	-	-	oui

Tab. 11: Liste des espèces Trichoptera menacées en Suisse trouvées aux stations NAWA en 2019.

11 Rétrospective

Suite à l'examen rétrospectif de la campagne NAWA-Trend de 2019, quelques retours d'expérience qui pourraient être utiles pour les prochaines campagnes de mesure sont indiqués ci-dessous. D'une manière générale, les recommandations du rapport technique de 2015, qui ont été mises en œuvre, ainsi que les procédures indiquées dans la nouvelle méthode Macrozoobenthos niveau r, ont fait leur preuve.

11.1 Stations NAWA ayant des conditions d'écoulement posant problème

Parmi les 106 stations NAWA, quelques stations se trouvent dans des grands cours d'eau pour lesquels l'échantillonnage au kicknet selon la méthode niveau r est à la limite de ce qui est faisable. Ceci est dû, d'une part, à une hauteur d'eau trop élevée ou des courants trop forts qui empêchent l'accès à l'intégralité du lit du cours d'eau et, d'autre part, par le fait que dans les plaines, ces cours d'eau présentent souvent des débits accrus et une forte turbidité (fonte des neiges, précipitations fréquentes) lors des prélèvements de printemps. Il ne reste donc que peu de jours au sein des fenêtres d'échantillonnage durant lesquels les conditions sont acceptables. L'équipe de terrain a donc dû faire preuve d'une grande flexibilité en termes d'organisation du temps. Il semble que par le passé déjà, certains prélèvements n'avaient pu être faits qu'aux bords des rives et/ou que d'un seul côté du cours d'eau. La question se pose alors si tous les habitats pertinents ont vraiment été échantillonnés. Ceci n'est certainement pas le cas pour la station de la Reuss à Lucerne (CH_014_LU). Le fleuve fait 60 m de large à cet endroit et les prélèvements ne peuvent être effectués que depuis un banc de gravier situé sur la rive gauche. D'autres types d'habitats couvrant une surface importante du lit, et donc pertinents pour l'analyse, se trouvent à trop grande profondeur pour être échantillonnés. Dans les faits, il faudrait employer des plongeurs si l'on veut continuer à échantillonner cette station de manière conforme à la méthode (échantillonnage de tous les substrats dominants).

11.2 Atteintes ponctuelles à proximité des stations NAWA

Conformément au concept du programme de surveillance NAWA-Trend, les stations de mesure ont

entre autres été sélectionnées de telle sorte que l'état qui y est déterminé soit représentatif des impacts présents dans le sous-bassin hydrographique de la station. Ceci implique qu'aucune source de pollution localement dominante ne devrait parvenir à la surface d'échantillonnage. Il a été constaté lors des prélèvements que cela n'était probablement pas toujours le cas. Aux stations de la Reuss CH_014_LU et de la Suze CH_094_BE par exemple, plusieurs déversoirs de crue ou de bassins de rétention aboutissent directement dans la zone d'échantillonnage ou dans la zone juste au-dessus. À ces deux stations, des déplacements limités pour éviter ces sources potentielles de pollution ne sont pas possibles.

Des études à long terme sur les diatomées, menées dans le Canton d'Aargau selon la méthode du niveau r sur des prélèvements effectués à l'amont et à l'aval de déversoirs de l'évacuation des eaux urbaines, ont montré que la qualité de l'eau à l'aval de ces rejets était la plupart du temps moins bonne, la dégradation équivalant souvent une entière classe de qualité. La présence de tels ouvrages devrait être vérifiée pour les stations NAWA actuelles, c'est-à-dire pour les surfaces de prélèvement à proprement parlé mais aussi pour les milieux aquatiques directement à l'amont de celles-ci. L'importance des pollutions rejetées devrait aussi être estimée. Ceci permettrait d'améliorer la fiabilité de l'interprétation des résultats.

11.3 Précision concernant les estimations qualifiées

Pour le NAWA-Trend de 2019, l'estimation des abondances élevées d'individus non-EPT (les individus EPT devaient être intégralement triés) est passée d'un système basé sur des classes d'abondance à une estimation qualifiée. Cette étape est importante pour obtenir des évaluations plus quantitatives. Le cahier des charges du contrat ne contenait pas d'exigence plus précise. Pour estimer le nombre d'individus, la méthode la plus simple, et donnant les résultats les plus précis, consiste à agiter l'échantillon dans le bac de laboratoire afin d'obtenir une répartition homogène des taxons, puis compter les individus de chaque taxon sous la loupe binoculaire le long d'une bande visuelle (chemin de comptage) et finalement extrapoler le nombre d'individus obtenu pour la surface totale du bac de laboratoire. Lorsqu'un échantillon est réparti dans plusieurs plats, ce processus doit être répété pour chacune de

celles-ci et les résultats de chaque boîte additionnés afin d'obtenir le nombre d'individus total. Le temps requis pour effectuer cette estimation qualifiée est faible comparé au temps nécessaire pour le tri puisque peu de taxons présentent des quantités d'individus supérieures aux valeurs limites.

11.4 Améliorations à apporter dans la liste des caractéristiques des bassins versants

Lors de l'analyse des données du macrozoobenthos et des facteurs pouvant influencer celui-ci, quelques lacunes et insuffisances sont apparues dans le catalogue de données des bassins versants des stations.

11.4.1 Prendre en compte les bassins versants français

Pour les 3 stations CH_086_GE (dans l'Arve), CH_088_JU et CH_153_NE (toutes deux dans le Doubs), une grande partie du bassin versant se trouve sur territoire français. Les données des petites surfaces suisses se rapportant à l'utilisation du sol, aux propriétés du terrain et aux pollutions ne sont pas représentatives et devraient, si cela est possible, être complétées avec les données correspondantes des bassins versants français.

11.4.2 Découper les bassins versants au niveau des lacs

Les bassins versants dont le cours d'eau de la station est interrompu par un lac devraient être découpés au niveau de celui-ci. Comme déjà mentionné dans le chapitre 7.4.3, les lacs interrompent le continuum des cours d'eau, notamment les flux de substances ainsi que les caractéristiques écologiques. Ceci est le cas pour les stations suivantes:

- CH_012_OW Sarnen Aa (Lacs de Sarnen et Lungern)
- CH_014_LU Reuss (Lac des Quatre-Cantons)
- CH_021_VD Thielle (Lac de Joux)
- CH_039_AG Suhre (Lac de Sempach)
- CH_040_ZH Limmat (Lac de Zürich)
- CH_042_ZH Sihl (Lac de Sihl)
- CH_043_ZH Glatt (Lac de Greifen)
- CH_044_ZH Glatt (Lac de Greifen)
- CH_046_ZH Aa (Pfäffikersee)
- CH_040_ZH Sihl (Lac de Sihl)
- CH_076_ZG Lorze (Lac de Pfäffikon)
- CH_075_ZG Lorze (Lac de Zoug)
- CH_079_AG Aabach (Lacs de Hallwil et de Baldegg)
- CH_106_Fr Saane (Lacs de Schiffenen et Gruyère)
- CH_153_ZH Doubs (Lac des Brenets)

Dans certains cas néanmoins, la présence, à l'abord des lacs, de collecteurs d'eaux usées ou de conduites de contournement peut compliquer le découpage des bassins versants. L'endroit précis où le découpage du bassin versant fait sens par rapport aux données sur l'évacuation des eaux doit être évalué au cas par cas.

11.4.3 Clarifier les bassins versants des eaux usées

Avec les mesures d'assainissement permanentes et la tendance actuelle de collecter les eaux usées de régions entières via des interconnexions de réseaux et de traiter ces eaux usées dans de grandes installations plus performantes, les bassins versants des stations ne correspondent plus aux bassins versants de l'évacuation des eaux urbaines. Cela signifie que pour un nombre inconnu de stations, les eaux usées produites dans le bassin sont détournées de la station et sont rejetées dans un autre bassin versant. On peut citer comme exemples les stations de la Steinach CH_023_SG (eaux usées de la ville de Saint-Gall directement rejetées dans le Lac de Constance), de la Glatt CH_043_ZH (eaux usées du nord de Zürich détournées dans la STEP de Werdhölzli dans le bassin versant de la Limmat), de la Bünz CH_034_AG (eaux usées de Wohlen déversées directement dans l'Aar) et de la Sissle CH_036_AG (eaux usées du Bas Fricktal déversées directement dans le Rhin). L'ajustement des parts d'eaux usées concernées pourrait permettre de déceler une corrélation entre les eaux usées et les données du macrozoobenthos.

11.4.4 Prolonger linéairement les paramètres écomorphologiques

La zone à proximité immédiate de la surface d'échantillonnage n'est pas déterminante pour la présence d'une espèce sensible aux dégradations écomorphologiques. La dérive des spécimens dans le courant et les besoins différenciés des spécimens au cours de leur cycle de vie impliquent effectivement qu'une plus grande surface doit être prise en compte. La station CH_072_TG dans le Chemibach en est un bon exemple (figure 91). Bien que la classe écomorphologique à la station ait été évaluée comme étant de 4 (état non naturel/artificiel), ce cours d'eau est l'un des plus riches sur l'ensemble du réseau NAWA en termes de nombre d'espèces. La raison expliquant cela est que l'ensemble du réseau hydrologique jusque peu avant la station présente une écomorphologie naturelle/presque naturelle (classe de qualité 1).



Fig. 91: Écomorphologie du Chemibach à la station d'échantillonnage CH_072_TG particulièrement riche en espèces.

Ainsi, il est proposé de calculer une classe écomorphologique sur l'ensemble du réseau hydrographique du bassin versant qui soit pondérée par la longueur des tronçons des différentes classes de qualité.

$$\text{Écomorphologie} = \frac{\sum_{i=1}^5 (l_i * Cl_i)}{L}$$

Où Cl_i est la classe de qualité de la i -ème classe de qualité, l_i la longueur totale dans le bassin versant des tronçons de la i -ème classe de qualité et L la longueur totale du réseau hydrographique dans le bassin versant de la station.

11.4.5 Préciser les données sur les éclusées

Comme déjà mentionné dans le chapitre 8.2.10, les informations "oui"/"non" actuelles concernant les éclusées ne sont pas utilisables pour effectuer des analyses comparatives avec les données du macrozoobenthos. Avec l'obligation d'assainir les éclusées et les données y relatives, ainsi que les planifications stratégiques des Cantons, l'OFEV devrait disposer des données adéquates concernant les tronçons soumis aux effets d'éclusée. Les données pertinentes sont : le rapport entre le débit d'éclusée et le débit plancher, la vitesse de montée et de descente des eaux et la fréquence des éclusées.

11.4.6 Préciser les données sur les débits résiduels

Les informations "oui"/"non" concernant les débits résiduels ne sont pas utilisables pour effectuer des analyses comparatives avec les données du macrozoobenthos. Les données sur la quantité d'eau résiduelle (rapport entre le débit résiduel et le débit Q347 naturel ou le débit moyen) et sur la durée annuelle des débits résiduels sont nécessaires.

11.5 Prélèvement à double lors de déplacement de station

Lors d'un déplacement de station sur une grande distance qui intervient entre deux campagnes de mesure, il faut effectuer un prélèvement à double, c'est-à-dire échantillonner en parallèle l'ancien et le nouveau site afin de pouvoir distinguer l'effet du déplacement de la station (effet spatial) de l'évolution au cours du temps (effet temporel). Ceci permet d'évaluer dans une certaine mesure les "ruptures" dans les séries temporelles dues aux déplacements de stations. Lors de la campagne NAWA de 2019, deux stations ont été déplacées sur une grande distance le long du cours d'eau. Elles ont donc été prélevées à double (tableau 12).

	Salmsacher Aach		Ron	
	CH_073_TG	CH_148_TG	CH_116_LU	CH_154_LU
Nb. taxons IBCH	30	34	29	28
IBCH	0.69	0.74	0.69	0.63
VT	0.68	0.77	0.68	0.60
GI	0.70	0.70	0.70	0.70
SPEAR	24.12	27.20	26.04	26.65
Nb. taxons EPT	14	22	20	18
Nb. taxons E	6	9	9	10
Nb. taxons P	0	0	1	0
Nb. taxons T	8	13	10	8

Tab. 12: Comparaison de deux stations qui ont été déplacées entre 2015 et 2019 et qui ont été échantillonnées en parallèle en 2019.

La station CH_073_TG a été déplacée à la station CH_148_TG (Salmsacher Aach) alors que la station CH_116_LU a été déplacée à la station CH_154_LU (Ron). Les deux stations des deux cours d'eau ont été échantillonnées au printemps 2019 et leurs résultats comparés.

Tous les paramètres de la station CH_148_TG sont similaires ou meilleurs que ceux obtenus à la station CH_073_TG située plus bas. Un effet spatial est probable pour ce déplacement de site. Ce résultat est plausible puisque les eaux usées de la ville d'Amriswil, traitées à la STEP de Moos, sont rejetées dans la Salmsacher Aach entre les deux stations. Pour préserver l'ensemble de la série temporelle à la station CH_148_TG, les données antérieures de la Salmsacher Aach (2012 et 2015) doivent désormais être modifiées selon les facteurs de correction appropriés.

Pour les deux autres stations situées dans la Ron, les différences sont petites et varient localement de

manière non systématique. On peut donc supposer que ce déplacement de site n'a pas eu d'effet.

11.6 Archivage des échantillons par station

L'archivage des échantillons pratiqué jusqu'à maintenant selon des critères taxonomiques ainsi que l'élimination du solde est, du point de vue des objectifs fondamentaux du programme NAWA-Trend, de sa pérennité et surtout de la hauteur des investissements, un point faible sur le plan stratégique". Et ceci pas seulement rétrospectivement à l'analyse spéciale menée en 2019.

L'objectif central du programme NAWA est la surveillance de l'évolution à long terme de la qualité des eaux superficielles suisses. Les stations de mesure ont ainsi été sélectionnées après une évaluation complète des paramètres influençant la qualité de l'eau ainsi que du spectre de variations qui en découle. Contrairement à la grille du projet MBD établie de manière aléatoire, un réseau stratifié de stations a été sélectionné pour le programme NAWA. Afin de pouvoir étudier l'effet de modifications méthodologiques à venir ou déduire des nouvelles connaissances sur certains facteurs de stress affectant le macrozoobenthos par l'analyse **ex-post** d'échantillons anciens, il est impératif que les échantillons du macrozoobenthos ("tubes taxonomiques" et soldes) restent conservés station par station. Ceci permet de vérifier directement si une modification de la méthode est compatible avec la cohérence des résultats sur le long terme (en traitant par exemple les anciens échantillons avec la nouvelle méthode). Si les échantillons (soldes inclus) de 2015 avaient encore été archivés station par station, il aurait été possible de vérifier dans quelle mesure le tri de l'intégralité des individus EPT a un effet sur la qualité du traitement au laboratoire. Cet aspect important n'a pas pu être vérifié lors de l'analyse des causes expliquant l'augmentation surprenante de la diversité taxonomique observée entre 2015 et 2019. L'archivage des échantillons par station, et ainsi des influences environnementales qui y sont intégrées, est aussi nécessaire afin de pouvoir traquer rétrospectivement de nouveaux facteurs de stress par l'analyse du matériel archivé, qu'ils soient dus à des substances ou qu'ils soient de nature systémique. Le but principal du NAWA n'est pas de surveiller la biodiversité mais plutôt la pollution des eaux à l'aide de bioindicateurs à des points ciblés et

spécifiques. Ce principe fondamental doit aussi primer lors de l'archivage des échantillons. Pour toutes ces raisons, il est vivement recommandé d'archiver à l'avenir les échantillons station par station. Dans la mesure du possible, les "tubes taxonomiques" de 2012, 2015 et 2019 devraient être rétréris.

11.7 Mesure de profils en travers aux stations NAWA

Grâce aux données actuelles du réseau de mesures hydrologiques, il serait possible de déterminer différentes caractéristiques hydrauliques pertinentes pour la biocénose et en particulier le "stress hydraulique". Un élément central, mais manquant pour faire ceci, est un (ou plus) profil en travers représentatif de chaque zone d'échantillonnage. Une méthode appropriée pour le NAWA pourrait être:

a) Estimation de la vitesse de courant v selon Manning-Strickler

$$v = k_s * R^{2/3} * L^{1/2}$$

Où k_s est le coefficient de rugosité du lit du cours d'eau (disponible à partir de la grille d'échantillonnage), R la profondeur moyenne hydraulique (p. ex. la **surface transversale** divisée par la largeur du lit mouillé) et L la pente moyenne (p. ex. dans le secteur de la surface de prélèvement).

b) Détermination du stress hydraulique selon Statzner

$$I' = \left(\frac{v}{k_s * \left(\frac{D}{2 + D} \right)^{2/3}} \right)^2 * 1000$$

Où I' est la valeur sans dimension du stress hydraulique, v la vitesse du courant et D la profondeur en [m]. L'échantillonnage répété des petits cours d'eau mais aussi la comparaison des photos des stations NAWA prises au cours du temps ont montré que, à quelques exceptions près, les profils en travers ne varient pas de manière significative. En règle générale, les crues de période de retour plus longues doivent aussi être présentes. Les profils ne devraient donc pas être enregistrés tous les 4 ans. Les mesures pourraient être effectuées dans le cadre de la prochaine campagne de mesure NAWA, avec des méthodes de terrains conventionnelles ou à l'aide de drone équipé d'un système LIDAR ayant une fréquence d'onde qui permette au laser de traverser la surface de l'eau. Cette méthode est par exemple employée pour déterminer un débit résiduel adapté à la morphologie du cours d'eau.

12 Perspective

12.1 Validité indéterminée de l'IBCH

L'IBCH a l'ambition d'évaluer à une station les facteurs de stress prédominants pour le macrozoobenthos à l'aide d'un indice de qualité intégratif. Les facteurs de stress comprennent des paramètres physico-chimiques, hydrauliques, écomorphologiques et biologiques (néozoaires invasifs). Lors des trois campagnes effectuées jusqu'à aujourd'hui, les valeurs IBCH ont varié considérablement d'une fois à l'autre (figure 92).

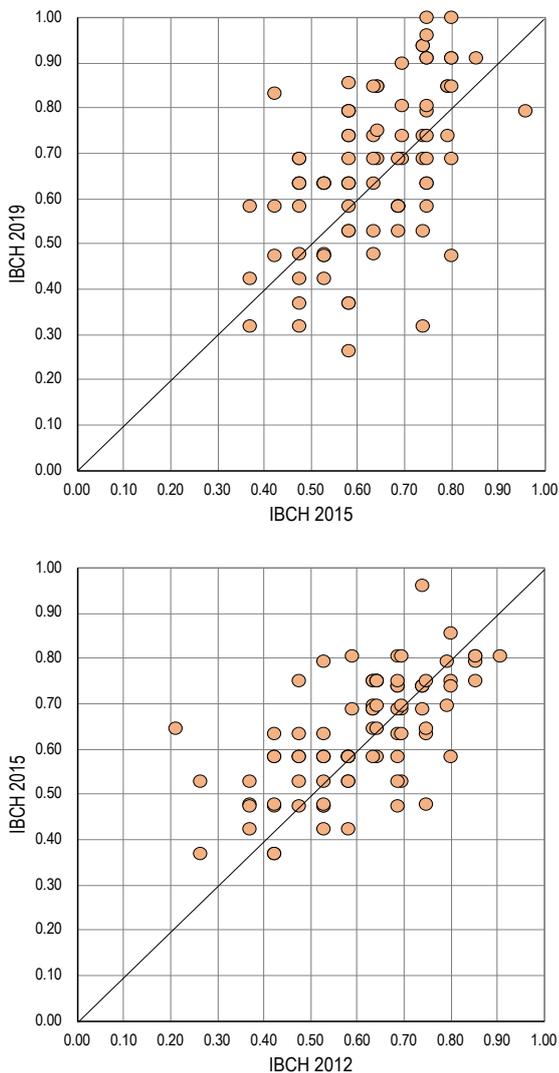


Fig. 92: Dispersion des valeurs IBCH des trois campagnes de 2012, 2015 et 2019.

Lorsque, par exemple, toutes les stations qui présentent une valeur IBCH de 0.58 en 2012 se retrouvent dispersées sur 2 classes de qualité en 2015 et que ceci se répète de manière presque encore plus marquée entre 2015 et 2019, il devient difficile d'interpréter les résultats de manière correcte. La

question se pose alors dans quelle mesure ceci est le résultat d'une fluctuation "naturelle" ou si c'est la manifestation de différents facteurs de stress d'une fois à l'autre. Dans le premier cas, le terme d'indicateur de qualité ne serait plus opportun alors que l'IBCH serait très précis dans le deuxième cas. Le doute est toutefois levé pour les facteurs de stress évoqués auparavant. L'écomorphologie des cours d'eau ne se modifie certainement pas autant sur une période de 4 ans et assurément pas de manière si contradictoire, en s'améliorant puis en se dégradant de nouveau. De grandes fluctuations chez les populations de néozoaires se produisent certes de manière ponctuelle (p.ex. dans la Limmat à Zürich) mais elles sont en revanche plutôt rares sur l'ensemble des stations NAWA-Trend. Le comportement hydrologique et le flux thermique varient de manière considérable d'une année à l'autre. Toutefois, l'analyse des raisons du "saut" du nombre de taxons entre 2015 et 2019, et donc des IBCH, a montré que l'influence de ce facteur est modeste, du moins dans la gamme de valeurs de 2015 à 2019. Les paramètres physico-chimiques peuvent quant à eux être soumis à de fortes fluctuations de courte durée. L'influence des paramètres physico-chimiques sur le macrozoobenthos a été étudiée à de nombreuses reprises et forme la base sur laquelle des indices spécifiques tel le SPEAR (pesticide) et l'indice saprobique (pollution organique) ont été développés. Une nouvelle étude basée au niveau du taxon [Schuwirth et al. 2019] a pu démontrer de manière indirecte un effet des substances polluantes via les paramètres d'utilisation des sols. Une analyse directe de l'influence des paramètres environnementaux sur la macrozoobenthos, et donc sur l'IBCH, basées sur les données NAWA manque encore, bien qu'un vaste jeu de données ait été entretemps collecté à chaque station NAWA. La question de savoir si une telle analyse affinerait la pertinence de l'IBCH reste naturellement ouverte. On peut toutefois espérer que cela permettra de développer de nouveaux indicateurs biologiques plus spécifiques.

12.2 Compléter l'IBCH avec des systèmes d'indicateurs spécifiques

Avec le progrès des techniques analytiques et les méthodes de détermination moléculaire (séquençage ADN), on peut s'attendre à ce que des indicateurs de facteurs de stress spécifiques soient disponibles dans le futur. De manière analogue à l'indice SPEAR, il faudra évaluer l'adéquation d'autres

indicateurs développés par la science avec le programme NAWA, en termes de compatibilité des données et de plus-value des informations délivrées.

12.3 Élargir la différenciation taxonomique à d'autres groupes

La détermination du matériel EPT au niveau de l'espèce ou du complexe d'espèces montre que cette étape permet d'avoir une vision plus nette de l'impact des facteurs de stress sur les indicateurs. La corrélation entre l'usage des sols des bassins versants et le nombre de taxons EPT se manifeste de manière bien plus évidente lorsque l'on passe d'une détermination au niveau de la famille à une détermination au niveau de l'espèce. La détermination différenciée doit être appliquée à des groupes de taxons qui sont présents à toutes les stations,

comme par exemple l'ordre des Oligochaeta ou les familles des Chironomidae et des Simuliidae. Il conviendra alors d'évaluer quelle est la méthode la plus appropriée entre analyses ADN et détermination classique.

13 Recommandations

1) Pour toutes les stations NAWA avec prélèvement du macrozoobenthos, il faut vérifier si des rejets de l'évacuation des eaux urbaines débouchent dans le cours d'eau à la surface d'échantillonnage ou directement au-dessus (chapitre 11.2).

2) Pour l'estimation qualifiée de l'abondance des individus au laboratoire, l'utilisation d'un chemin de comptage est à l'avenir exigée (chapitre 11.3).

3) Les révisions et corrections suivantes doivent être apportées à la liste des caractéristiques des bassins versants (chapitre 11.4):

- Compléter les indications sur les parties françaises des bassins versants.
- Découper les bassins versants avant et après les lacs. Pour le calcul de la part d'eaux usées, contrôler en parallèle plus précisément le bassin versant des eaux usées.
- D'une manière générale, contrôler plus précisément les bassins versants des eaux usées. En raison d'interconnexions sur de grandes distances, ils ne coïncident parfois pas aux bassins versants hydrologiques.
- Compléter les données écomorphologiques. Calculer les parts de classe pour l'ensemble du bassin versant de chaque station.
- Compléter les indications concernant les éclusées avec le rapport entre débit d'écluse et débit plancher, la fréquence des éclusées ainsi que la vitesse de montée et de descente des eaux.
- Compléter les indications concernant les débits résiduels avec le rapport entre débit résiduel et débit MQ, le rapport entre débit résiduel et débit Q_{347} et la durée des débits résiduels.

4) Lors de déplacement de station sur une grande distance entre deux campagnes de mesure, imposer un prélèvement en parallèle à l'ancien et au nouveau site (chapitre 11.5).

5) Archiver les échantillons du macrozoobenthos station par station, soldes compris (chapitre 11.6).

6) Lors de la prochaine campagne NAWA, mesurer un ou plusieurs profils de travers aux surfaces d'échantillonnage (chapitre 11.7).

7) Compléter continuellement l'IBCH par l'ajout de systèmes d'indicateurs spécifiques nouvellement développés, tant que ceux-ci sont aussi applicables de manière rétrospective aux données NAWA (chapitre 12.2).

8) Étendre la différenciation taxonomique à d'autres groupes (Oligochaeta, Chironomidae, Simuliidae), notamment en utilisant des méthodes génétiques (chapitre 12.3).

14 Bibliographie

BAFU 2013: NAWA – Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität. Konzept Fließgewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1327: 72 S.

BAFU (ed.) 2019: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026: 63 S.

Baumann P., Kirchhofer A., Schälchli U. 2012: Schwall/Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1203: 26 S.

Binderheim E., Göggel W. 2007: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Äusserer Aspekt. Umwelt-Vollzug Nr. 0701. Bundesamt für Umwelt, Bern. 43 S.

BLW 2017: Agrarbericht 2016, Bundesamt für Landwirtschaft, 3003 Bern. 460 S.

Eichenberger E., Schlatter F., Weilenmann H.-U., Wuhrmann K. 1979: Die Wirkung der essentiellen Metalle Kupfer, Kobalt und Zink in Fließgewässern; EAWAG Jahresbericht 1979.

Freshwaterecology.info: Taxa and Autecology Database for Freshwater Organisms. University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna Department Water - Atmosphere - Environment Institute of Hydrobiology & Aquatic Ecosystem Management.

Haberthür M., Martinez N. Kury D. 2021: Analyse möglicher Einflussfaktoren auf die kurz und langzeitlichen Trends beim Makrozoobenthos in NAWA-Trend. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, 39 S.

Hesselschwerdt J., Mürle U. 2020: Biologische Untersuchungen der Limmat 2020 zwischen Zürichsee und Aare, Fachbericht Makroinvertebraten. Hydra AG, DEPARTMENT BAU, VERKEHR UND UMWELT, Abteilung für Umwelt, Kanton Zürich, Baudirektionsamt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Gewässerschutz, 38 S.

Kunz M., Schindler Wildhaber Y., Dietzel A., Wittmer I., Leib V. 2016: Zustand der Schweizer Fließgewässer. Ergebnisse der Nationalen Beobachtung

Oberflächengewässerqualität (NAWA) 2011–2014. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1620: 87 S.

Pfaundler M. et al. 2011: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Hydrologie – Abflussregime Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Vollzug Nr. 1107: 113 S.

Schuwirth N., Caradima B., Schindler-Wildhaber Y., Sarbach-Remund N. 2019: Analyse schweizerweiter Makrozoobenthosdaten; Erkenntnisse über anthropogene Einflüsse und Monitoring-Design. Aqua&Gas, 12 (2019), S. 55-61.

Statzner B. 1981: The relation between «hydraulic stress» and microdistribution of benthic macroinvertebrates in a lowland running water system the Schierenseebrooks (North Germany). Arch. Hydrobiol. 91 (2), p 192-213.

Stucki P., Knispel S. 2017: NAWA-TREND Biologie, Fachbericht Makrozoobenthos und Äusserer Aspekt, 2. Kampagne 2015, 51 S.

Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1701: 133 S.

Waringer J., Graf W. 1997: Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven: unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas-Univ.-Verl., 1997, 286 S.

Annexe A: Liste des stations de mesure

Station	Cours d'eau	Coord-X	Coord-Y	Altitude	Date	Déplacement		Mandat
						spatial	temporel	
CH_002_BS	Birs	613496	267409	250	12.03.19	-	-	OFEV
CH_007_BE	Emme	609445	225330	444	13.03.19	-	-	OFEV
CH_009_SO	Limpach	605997	220876	464	13.03.19	-	-	OFEV
CH_011_SO	Lüssel	607744	250786	390	12.03.19	-	-	OFEV
CH_012_OW	Sarner Aa	662647	195819	461	19.02.19	-	avant	OW
CH_014_LU	Reuss	664315	212930	430	26.02.19	-	avant	OFEV
CH_015_VS	Rhône	639626	128790	659	22.03.19	-	-	VS
CH_016_VS	Vispa	634030	125900	650	10.04.19	-	-	VS
CH_017_VS	Rhône	593300	118455	489	12.03.19	-	-	VS
CH_018_VS	Drance	570614	104466	495	06.03.19	-	-	VS
CH_020_VD	Venoge	532024	154048	384	20.03.19	léger	-	OFEV
CH_021_VD	Thielle	538389	180827	432	20.03.19	-	-	OFEV
CH_022_VD	Broye	566183	191947	440	24.03.19	-	-	OFEV
CH_023_SG	Steinach	750755	262628	409	21.03.19	-	-	OFEV
CH_025_SG	Sitter	745537	258250	535	24.03.19	-	-	OFEV
CH_026_SG	Thur	732383	259206	475	06.03.19	-	-	OFEV
CH_027_SG	Necker	724298	250473	560	07.03.19	-	-	OFEV
CH_028_SG	Glatt	729400	256250	495	06.03.19	-	-	OFEV
CH_032_AG	Pfaffnern	634429	239712	405	06.03.19	-	-	AG
CH_033_AG	Wyna	649071	246917	400	06.03.19	-	-	AG
CH_034_AG	Bünz	656434	251249	380	05.03.19	-	-	AG
CH_035_AG	Surb	662285	268508	335	5.3.2019	-	-	AG
CH_036_AG	Sissle	641500	265545	310	5.3.2019	-	-	AG
CH_039_AG	Suhre	648700	247570	380	06.03.19	-	-	AG
CH_040_ZH	Limmat	679330	250317	397	06.03.19	-	-	ZH
CH_041_ZH	Töss	685998	264982	358	18.03.19	-	-	ZH
CH_042_ZH	Sihl	682105	246843	410	06.03.19	-	-	ZH
CH_043_ZH	Glatt	678123	269619	339	18.03.19	-	-	ZH
CH_044_ZH	Glatt	691163	248330	436	13.03.19	-	-	ZH
CH_045_ZH	Aabach	696928	240805	440	13.03.19	-	-	ZH
CH_046_ZH	Aa	694950	244939	441	13.03.19	-	-	ZH
CH_047_ZH	Reppisch	672809	252051	385	06.03.19	-	-	ZH
CH_048_ZH	Jona	705817	232990	528	27.03.19	-	-	ZH
CH_049_ZH	Furtbach	671505	255848	420	20.03.19	-	-	ZH
CH_050_ZH	Thur	693065	272893	359	20.03.19	-	-	ZH
CH_054_FR	Sionge	572353	167639	684	10.04.19	-	-	OFEV
CH_056_BE	Engstlige	615246	158704	810	08.04.19	-	-	OFEV
CH_058_BE	Chise	613807	188906	616	25.04.19	-	-	OFEV
CH_059_BE	Gürbe	603555	196625	511	25.03.19	-	-	OFEV
CH_060_BE	Sense	593370	193000	549	25.03.19	-	-	OFEV
CH_062_BE	Urtenen	606960	217380	486	06.03.19	-	-	OFEV
CH_063_BE	Langete	628600	232897	449	06.03.19	-	-	OFEV
CH_065_ZH	Sihl	693293	225364	687	08.04.19	-	-	ZH
CH_066_ZH	Töss	703828	255510	530	18.03.19	-	-	ZH
CH_067_BL	Ergolz	620950	264930	261	12.03.19	-	-	OFEV
CH_068_JU	Sorne	593577	246286	410	20.03.19	-	-	OFEV
CH_069_JU	Scheulte	599461	244150	465	20.03.19	-	-	OFEV
CH_070_TG	Murg	709510	269793	391	20.03.19	-	-	OFEV
CH_071_TG	Lauche	712330	264343	445	02.03.19	-	-	OFEV
CH_072_TG	Chemibach	721604	273121	419	20.03.19	-	-	OFEV
CH_073_TG	Salmsacher Aach	744157	268389	407	19.03.19	-	-	TG
CH_074_NW	Engelberger Aa	672138	201829	456	19.02.19	-	avant	NW
CH_075_ZG	Lorze	674516	230487	390	05.03.19	-	-	OFEV
CH_076_ZG	Lorze	680595	226069	421	05.03.19	-	-	OFEV
CH_079_AG	Aabach	655159	251068	365	05.03.19	-	-	AG
CH_084_JU	Allaine	567887	261272	365	21.03.19	-	-	OFEV
CH_085_NE	Areuse	554430	199950	445	30.03.19	-	-	NE
CH_086_GE	Arve	499460	116790	375	28.02.19	-	avant	GE
CH_087_JU	Birs	597523	249370	386	22.03.19	léger	-	OFEV

Station	Cours d'eau	Coord-X	Coord-Y	Altitude	Date	Déplacement		Mandat
						spatial	temporel	
CH_088_JU	Doubs	572066	243841	420	01.04.19	léger	-	OFEV
CH_089_SO	Dünnerm	634000	244025	404	06.03.19	-	-	OFEV
CH_091_GR	Inn	795320	165548	1650	11.04.19	-	-	OFEV
CH_092_BE	Kander	616905	170230	620	08.04.19	-	-	OFEV
CH_093_LU	Kleine Emme	664207	213237	407	23.03.19	total	-	OFEV
CH_094_BE	La Suze	584763	220291	430	01.04.19	-	-	OFEV
CH_095_GR	Landquart	765245	204813	560	21.02.19	-	avant	OFEV
CH_098_TI	Maggia	703084	113851	200	06.03.19	-	-	OFEV
CH_099_TI	Moesa	724346	120161	235	06.03.19	-	-	OFEV
CH_100_SZ	Muota	688257	206189	436	25.02.19	-	avant	OFEV
CH_101_UR	Reuss	690654	191880	445	23.02.19	-	avant	UR
CH_106_BE	Saane	585905	203017	463	24.03.19	-	-	OFEV
CH_107_FR	Sarine	573540	161640	685	10.04.19	-	-	OFEV
CH_111_AG	Wigger	637194	238503	420	06.03.19	-	-	AG
CH_114_BE	Emme	623712	199785	640	01.04.19	-	-	OFEV
CH_115_AI	Sitter	750019	243282	790	24.04.19	-	-	OFEV
CH_116_LU	Ron	663861	224838	466	05.03.19	-	-	OFEV
CH_119_NE	Seyon	559534	207117	635	02.04.19	-	-	OFEV
CH_123_TI	Maggia	692818	134910	622	22.04.19	-	-	OFEV
CH_126_VD	Mentue	545390	180900	448	18.03.19	-	-	OFEV
CH_127_VD	Talent	532670	173050	439	20.03.19	-	-	OFEV
CH_128_VD	Promenthouse	510084	140075	394	13.03.19	-	-	OFEV
CH_129_VD	Boiron de Morges	526273	149580	375	13.03.19	léger	-	OFEV
CH_130_VD	Aubonne	520715	147440	395	18.03.19	-	-	OFEV
CH_131_VD	Veveyse	553755	145728	376	12.03.19	-	-	OFEV
CH_132_VD	Grande Eau	561082	130535	386	12.03.19	-	-	OFEV
CH_133_BE	Simme	612505	168441	640	08.04.19	-	-	OFEV
CH_134_BE	La Birse	596389	240411	475	20.03.19	-	-	OFEV
CH_135_AR	Urnäsch	742503	251590	593	28.03.19	-	-	OFEV
CH_136_AG	Küntenerbach	666969	248640	388	6.3.2019	léger	-	AG
CH_137_AG	Möhlbach	632055	266359	337	07.03.19	léger	-	AG
CH_138_BE	Chrümmlisbach	606133	218489	470	19.03.19	-	-	BE
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	547	19.03.19	-	-	BE
CH_140_FR	Bainoz	552620	184072	570	18.03.19	léger	-	OFEV
CH_141_JU	Erveratte	580325	251633	490	21.03.19	-	-	OFEV
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	400	27.03.19	-	-	OFEV
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	400	27.03.19	-	-	OFEV
CH_145_SH	Landgrabe	674870	279824	404	21.03.19	-	-	OFEV
CH_146_SH	Beggingerbach	681330	291094	526	06.03.19	-	-	OFEV
CH_147_TG	Eschelisbach	740300	274478	400	24.03.19	-	-	OFEV
CH_148_TG	Salmsacher Aach	741763	268543	417	02.04.19	-	-	OFEV
CH_149_TI	Vedeggio	714110	95680	274	05.03.19	-	-	OFEV
CH_150_VD	Ruisseau Gi	545151	181272	452	18.03.19	-	-	OFEV
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	620	10.04.19	-	-	OFEV
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	597501	121662	491	22.03.19	-	-	VS
CH_153_NE	Doubs	544983	215320	751	02.04.19	-	-	NE
CH_154_LU	Ron	664050	224110	469	24.04.19	-	après	OFEV

Déplacement temporel

avant = avant la fenêtre d'échantillonnage

après = après la fenêtre d'échantillonnage

Déplacement spatial

léger = surfaces de prélèvement se chevauchant

total = surfaces de prélèvement séparées

Annexe B: Résultats macrozoobenthos

Station	Cours d'eau	Altitude	Date	Nb.	IBCH	VT	Glmax	SPEAR
CH_002_BS	Birs	250	12.03.19	36	0.63	0.60	0.70	22.69
CH_007_BE	Emme	444	13.03.19	37	0.91	0.85	1.00	33.04
CH_009_SO	Limpach	464	13.03.19	33	0.79	0.77	0.84	20.91
CH_011_SO	Lüssel	390	12.03.19	36	0.69	0.60	0.84	26.86
CH_012_OW	Sarner Aa	461	19.02.19	22	0.63	0.60	0.70	24.52
CH_014_LU	Reuss	430	26.02.19	34	0.83	1.00	0.56	23.65
CH_015_VS	Rhône	659	22.03.19	15	0.86	0.77	1.00	60.27
CH_016_VS	Vispa	650	10.04.19	12	0.63	0.60	0.70	54.47
CH_017_VS	Rhône	489	12.03.19	15	0.79	0.77	0.84	44.76
CH_018_VS	Drance	495	06.03.19	16	0.90	0.85	0.97	43.94
CH_020_VD	Venoge	384	20.03.19	27	0.63	0.51	0.84	20.13
CH_021_VD	Thielle	432	20.03.19	23	0.42	0.43	0.42	21.16
CH_022_VD	Broye	440	24.03.19	24	0.48	0.43	0.56	25.90
CH_023_SG	Steinach	409	21.03.19	21	0.58	0.43	0.84	33.28
CH_025_SG	Sitter	535	24.03.19	26	0.74	0.68	0.84	41.22
CH_026_SG	Thur	475	06.03.19	38	1.00	1.00	1.00	46.35
CH_027_SG	Necker	560	07.03.19	31	0.91	0.85	1.00	34.79
CH_028_SG	Glatt	495	06.03.19	30	0.63	0.60	0.70	34.19
CH_032_AG	Pfaffnern	405	06.03.19	38	0.85	0.85	0.84	20.79
CH_033_AG	Wyna	400	06.03.19	21	0.53	0.51	0.56	18.59
CH_034_AG	Bünz	380	05.03.19	31	0.69	0.68	0.70	16.78
CH_035_AG	Surb	335	5.3.2019	31	0.69	0.68	0.70	25.84
CH_036_AG	Sissle	310	5.3.2019	33	0.58	0.51	0.70	25.74
CH_039_AG	Suhre	380	06.03.19	28	0.63	0.60	0.70	15.32
CH_040_ZH	Limmat	397	06.03.19	16	0.32	0.34	0.28	5.00
CH_041_ZH	Töss	358	18.03.19	36	0.86	0.77	1.00	27.90
CH_042_ZH	Sihl	410	06.03.19	31	0.69	0.68	0.70	31.65
CH_043_ZH	Glatt	339	18.03.19	35	0.79	0.77	0.84	31.69
CH_044_ZH	Glatt	436	13.03.19	16	0.37	0.34	0.42	15.65
CH_045_ZH	Aabach	440	13.03.19	21	0.48	0.51	0.42	33.97
CH_046_ZH	Aa	441	13.03.19	23	0.58	0.51	0.70	32.91
CH_047_ZH	Reppisch	385	06.03.19	27	0.53	0.60	0.42	20.20
CH_048_ZH	Jona	528	27.03.19	25	0.69	0.60	0.84	33.76
CH_049_ZH	Furtbach	420	20.03.19	18	0.37	0.43	0.28	11.89
CH_050_ZH	Thur	359	20.03.19	33	0.86	0.77	1.00	32.63
CH_054_FR	Sionge	684	10.04.19	31	0.63	0.60	0.70	26.22
CH_056_BE	Engstlige	810	08.04.19	17	0.69	0.60	0.84	53.11
CH_058_BE	Chise	616	25.04.19	26	0.63	0.51	0.84	27.05
CH_059_BE	Gürbe	511	25.03.19	33	0.69	0.68	0.70	23.98
CH_060_BE	Sense	549	25.03.19	32	0.91	0.85	1.00	36.86
CH_062_BE	Urtenen	486	06.03.19	27	0.69	0.60	0.84	24.19
CH_063_BE	Langete	449	06.03.19	30	0.74	0.68	0.84	23.87
CH_065_ZH	Sihl	687	08.04.19	29	0.69	0.60	0.84	43.00
CH_066_ZH	Töss	530	18.03.19	33	0.86	0.77	1.00	35.99
CH_067_BL	Ergolz	261	12.03.19	32	0.63	0.60	0.70	21.12
CH_068_JU	Sorne	410	20.03.19	39	0.74	0.68	0.84	27.65
CH_069_JU	Scheulte	465	20.03.19	42	0.86	0.77	1.00	30.45
CH_070_TG	Murg	391	20.03.19	32	0.69	0.68	0.70	26.86
CH_071_TG	Lauche	445	02.03.19	41	0.85	0.94	0.70	21.53
CH_072_TG	Chemibach	419	20.03.19	46	0.94	1.00	0.84	28.09
CH_073_TG	Salmsacher Aach	407	19.03.19	30	0.69	0.68	0.70	24.12
CH_074_NW	Engelberger Aa	456	19.02.19	15	0.70	0.51	1.00	62.54
CH_075_ZG	Lorze	390	05.03.19	37	0.85	0.85	0.84	27.78
CH_076_ZG	Lorze	421	05.03.19	40	0.86	0.77	1.00	35.59
CH_079_AG	Aabach	365	05.03.19	39	0.79	0.85	0.70	21.18
CH_084_JU	Allaine	365	21.03.19	35	0.63	0.60	0.70	21.45
CH_085_NE	Areuse	445	30.03.19	37	0.75	0.60	1.00	32.58
CH_086_GE	Arve	375	28.02.19	21	0.80	0.68	1.00	31.31
CH_087_JU	Birs	386	22.03.19	41	0.74	0.68	0.84	25.60
CH_088_JU	Doubs	420	01.04.19	39	0.74	0.60	0.97	39.07
CH_089_SO	Dünnern	404	06.03.19	29	0.63	0.51	0.84	21.02
CH_091_GR	Inn	1650	11.04.19	19	0.96	0.94	1.00	44.09
CH_092_BE	Kander	620	08.04.19	23	1.00	1.00	1.00	44.74

Station	Cours d'eau	Altitude	Date	Nb.	IBCH	VT	Glmax	SPEAR
CH_093_LU	Kleine Emme	407	23.03.19	33	0.96	0.94	1.00	39.14
CH_094_BE	La Suze	430	01.04.19	26	0.58	0.43	0.84	31.17
CH_095_GR	Landquart	560	21.02.19	14	0.58	0.51	0.70	52.99
CH_098_TI	Maggia	200	06.03.19	25	0.86	0.77	1.00	40.64
CH_099_TI	Moesa	235	06.03.19	30	0.96	0.94	1.00	44.21
CH_100_SZ	Muota	436	25.02.19	28	0.91	0.85	1.00	41.72
CH_101_UR	Reuss	445	23.02.19	19	0.96	0.94	1.00	62.42
CH_106_BE	Saane	463	24.03.19	31	0.91	0.85	1.00	40.53
CH_107_FR	Sarine	685	10.04.19	33	0.96	0.94	1.00	36.60
CH_111_AG	Wigger	420	06.03.19	33	0.86	0.77	1.00	34.70
CH_114_BE	Emme	640	01.04.19	31	0.91	0.85	1.00	41.45
CH_115_AI	Sitter	790	24.04.19	33	1.00	1.00	1.00	40.52
CH_116_LU	Ron	466	05.03.19	29	0.69	0.68	0.70	26.04
CH_119_NE	Seyon	635	02.04.19	24	0.53	0.43	0.70	24.64
CH_123_TI	Maggia	622	22.04.19	27	1.00	1.00	1.00	43.12
CH_126_VD	Mentue	448	18.03.19	26	0.53	0.43	0.70	22.55
CH_127_VD	Talent	439	20.03.19	34	0.53	0.60	0.42	16.33
CH_128_VD	Promenthouse	394	13.03.19	30	0.63	0.51	0.84	35.50
CH_129_VD	Boiron de Morges	375	13.03.19	27	0.58	0.51	0.70	25.90
CH_130_VD	Aubonne	395	18.03.19	25	0.64	0.43	1.00	39.80
CH_131_VD	Veveyse	376	12.03.19	18	0.69	0.51	0.97	41.70
CH_132_VD	Grande Eau	386	12.03.19	19	0.63	0.60	0.70	33.13
CH_133_BE	Simme	640	08.04.19	24	0.86	0.77	1.00	40.76
CH_134_BE	La Birse	475	20.03.19	35	0.69	0.60	0.84	28.63
CH_135_AR	Urnäsch	593	28.03.19	23	0.80	0.68	1.00	40.78
CH_136_AG	Küntenerbach	388	6.3.2019	26	0.63	0.60	0.70	29.43
CH_137_AG	Möhlinbach	337	07.03.19	26	0.53	0.43	0.70	28.15
CH_138_BE	Chrümmlisbach	470	19.03.19	26	0.69	0.60	0.84	23.51
CH_139_BE	Ballmoosbach	547	19.03.19	16	0.53	0.43	0.70	14.49
CH_140_FR	Bainoz	570	18.03.19	25	0.58	0.60	0.56	29.89
CH_141_JU	Erveratte	490	21.03.19	38	0.74	0.68	0.84	26.51
CH_143_SG	Zapfenbach	400	27.03.19	24	0.53	0.51	0.56	18.27
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	400	27.03.19	20	0.48	0.43	0.56	25.94
CH_145_SH	Landgrabe	404	21.03.19	29	0.69	0.68	0.70	22.01
CH_146_SH	Beggingerbach	526	06.03.19	28	0.63	0.60	0.70	25.35
CH_147_TG	Eschelisbach	400	24.03.19	24	0.48	0.60	0.28	17.48
CH_148_TG	Salmsacher Aach	417	02.04.19	34	0.74	0.77	0.70	27.20
CH_149_TI	Vedeggio	274	05.03.19	23	0.53	0.51	0.56	31.47
CH_150_VD	Ruisseau Gi	452	18.03.19	33	0.79	0.77	0.84	27.83
CH_151_VD	Le Combagnou	620	10.04.19	27	0.63	0.68	0.56	26.08
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	491	22.03.19	18	0.37	0.43	0.28	9.41
CH_153_NE	Doubs	751	02.04.19	15	0.21	0.26	0.14	13.35
CH_154_LU	Ron	469	24.04.19	28	0.63	0.60	0.70	26.65

Annexe C: Liste des espèces Ephemeroptera

Famille	Genre	Espèce	Nb. d'occurrences (station)	Nb. d'individus total	Nb. individus/station
Baetidae	Acentrella	sinaica	1	24	24.0
Baetidae	Alainites	muticus	40	925	23.1
Baetidae	Baetis	alpinus	29	2613	90.1
Baetidae	Baetis	buceratus	9	657	73.0
Baetidae	Baetis	fuscatus-K.	1	1	1.0
Baetidae	Baetis	fuscatus	1	1	1.0
Baetidae	Baetis	scambus	3	10	3.3
Baetidae	Baetis	liebenauae	1	29	29.0
Baetidae	Baetis	lutheri	59	2061	34.9
Baetidae	Baetis	vardarensis	35	948	27.1
Baetidae	Baetis	nubecularis	1	10	10.0
Baetidae	Baetis	pentaphlebodes	3	143	47.7
Baetidae	Baetis	rhodani	101	13715	135.8
Baetidae	Baetis	vernus	5	156	31.2
Baetidae	Centroptilum	luteolum	32	1063	33.2
Baetidae	Labiobaetis	athrebatinus	1	1	1.0
Caenidae	Caenis	horaria	3	3	1.0
Caenidae	Caenis	luctuosa	6	282	47.0
Caenidae	Caenis	macrura	36	4685	130.1
Caenidae	Caenis	pusilla	2	3	1.5
Caenidae	Caenis	rivulorum	4	10	2.5
Ephemerellidae	Ephemerella	mucronata	4	6	1.5
Ephemerellidae	Serratella	ignita	28	377	13.5
Ephemerellidae	Torleya	major	11	412	37.5
Ephemeridae	Ephemera	danica	39	575	14.7
Ephemeridae	Ephemera	glaucops	1	9	9.0
Heptageniidae	Ecdyonurus	helveticus-K.	5	18	3.6
Heptageniidae	Ecdyonurus	helveticus	9	16	1.8
Heptageniidae	Ecdyonurus	venosus-K.	36	351	9.8
Heptageniidae	Ecdyonurus	venosus	39	289	7.4
Heptageniidae	Ecdyonurus	torrentis	14	91	6.5
Heptageniidae	Ecdyonurus	dispar	2	3	1.5
Heptageniidae	Electrogena	lateralis	6	14	2.3
Heptageniidae	Electrogena	ujhelyii	3	7	2.3
Heptageniidae	Epeorus	assimilis	27	240	8.9
Heptageniidae	Heptagenia	sulphurea	7	56	8.0
Heptageniidae	Rhithrogena	allobrogica	5	15	3.0
Heptageniidae	Rhithrogena	alpestris	7	60	8.6
Heptageniidae	Rhithrogena	hybrida-K.	3	188	62.7
Heptageniidae	Rhithrogena	corcontica	2	41	20.5
Heptageniidae	Rhithrogena	degrangei	6	27	4.5
Heptageniidae	Rhithrogena	hybrida	4	25	6.3
Heptageniidae	Rhithrogena	putzhi	3	38	12.7
Heptageniidae	Rhithrogena	gratianopolitana	9	60	6.7
Heptageniidae	Rhithrogena	landai	3	55	18.3
Heptageniidae	Rhithrogena	semicolorata-K.	41	2154	52.5
Heptageniidae	Rhithrogena	semicolorata	13	41	3.2
Heptageniidae	Rhithrogena	picteti	17	102	6.0
Heptageniidae	Rhithrogena	dorieri	3	8	2.7
Heptageniidae	Rhithrogena	germanica	6	43	7.2
Leptophlebiidae	Choroterpes	picteti	1	1	1.0
Leptophlebiidae	Habroleptoides	confusa	36	829	23.0
Leptophlebiidae	Habrophlebia	eldae	1	4	4.0
Leptophlebiidae	Habrophlebia	lauta	23	330	14.3
Leptophlebiidae	Paraleptophlebia	submarginata	26	216	8.3
Potamanthidae	Potamanthus	luteus	6	42	7.0
Siphonuridae	Siphonurus	lacustris	6	71	11.8

Annexe D: Liste des espèces Plecoptera

Famille	Genre	Espèce	Nb. d'occurrences (station)	Nb. d'individus total	Nb. individus/station
Capniidae	Capnia	nigra	5	12	2.4
Capniidae	Capnioneura	nemuroides	12	31	2.6
Chloroperlidae	Chloroperla	tripunctata	7	52	7.4
Chloroperlidae	Siphonoperla	torrentium-K.	4	5	1.3
Chloroperlidae	Siphonoperla	torrentium	3	14	4.7
Leuctridae	Leuctra-K.	leuctra sp.	64	3862	60.3
Leuctridae	Leuctra	alpina	1	1	1.0
Leuctridae	Leuctra	hippopus	12	31	2.6
Leuctridae	Leuctra	inermis	4	12	3.0
Leuctridae	Leuctra	braueri	1	2	2.0
Leuctridae	Leuctra	nigra	1	1	1.0
Nemouridae	Amphinemura	sulcicollis-K.	38	1742	45.8
Nemouridae	Amphinemura	sulcicollis	2	7	3.5
Nemouridae	Amphinemura	triangularis	2	13	6.5
Nemouridae	Nemoura-K.	nemoura sp.	27	128	4.7
Nemouridae	Nemoura	cinerea	1	1	1.0
Nemouridae	Nemoura	flexuosa	17	56	3.3
Nemouridae	Nemoura	marginata	3	5	1.7
Nemouridae	Nemoura	minima	5	21	4.2
Nemouridae	Nemoura	mortoni	5	6	1.2
Nemouridae	Nemurella	pictetii	1	1	1.0
Nemouridae	Protonemura	auberti	1	1	1.0
Nemouridae	Protonemura	intricata	4	63	15.8
Nemouridae	Protonemura	lateralis	3	5	1.7
Nemouridae	Protonemura	meyeri	1	1	1.0
Nemouridae	Protonemura	nimborum	7	12	1.7
Nemouridae	Protonemura	nitida	1	45	45.0
Perlidae	Dinocras	cephalotes	9	36	4.0
Perlidae	Dinocras	megacephala	3	3	1.0
Perlidae	Perla	grandis	10	17	1.7
Perlidae	Perla	marginata	9	26	2.9
Perlodidae	Besdolus	imhoffi	1	1	1.0
Perlodidae	Isoperla-K.	Isoperla sp.	24	322	13.4
Perlodidae	Isoperla	carbonaria	1	1	1.0
Perlodidae	Isoperla	grammatica	23	200	8.7
Perlodidae	Isoperla	rivulorum	5	22	4.4
Perlodidae	Perlodes	intricatus	1	1	1.0
Perlodidae	Perlodes	microcephalus	11	16	1.5
Taeniopterygidae	Brachyptera	risi	39	554	14.2
Taeniopterygidae	Brachyptera	seticornis	2	54	27.0
Taeniopterygidae	Brachyptera	trifasciata	1	3	3.0
Taeniopterygidae	Rhabdiopteryx-K.	rhabdiopteryx sp.	8	402	50.3
Taeniopterygidae	Rhabdiopteryx	neglecta	6	29	4.8

Annexe E: Liste des espèces Trichoptera

Famille	Genre	Espèce	Nb. d'occurrences (station)	Nb. d'individus total	Nb. individus/station
Brachycentridae	Brachycentrus	subnubilus	1	1	1.0
Brachycentridae	Micrasema	setiferum	4	22	5.5
Glossosomatidae	Agapetus	laniger	1	4	4.0
Glossosomatidae	Agapetus	nimbulus	1	11	11.0
Glossosomatidae	Agapetus	ochripes	2	11	5.5
Glossosomatidae	Agapetus	fuscipes	1	1	1.0
Glossosomatidae	Glossosoma-K	glossosoma sp.	10	54	5.4
Goeridae	Goera	pilosa	1	18	18.0
Goeridae	Silo	nigricornis	10	33	3.3
Goeridae	Silo	pallipes	5	14	2.8
Goeridae	Silo	piceus	6	11	1.8
Hydropsychidae	Cheumatopsyche	lepida	10	1117	111.7
Hydropsychidae	Hydropsyche-K.	hydropsyche sp.	87	4184	48.1
Hydropsychidae	Hydropsyche	contubernalis	1	5	5.0
Hydropsychidae	Hydropsyche	exocellata	2	315	157.5
Hydropsychidae	Hydropsyche	siltalai	67	2379	35.5
Hydroptilidae	Hydroptila-K.	hydroptila sp.	50	522	10.4
Lepidostomatidae	Lepidostoma	basale	1	1	1.0
Lepidostomatidae	Lepidostoma	hirtum	28	471	16.8
Leptoceridae	Athripsodes	albifrons	18	71	3.9
Leptoceridae	Athripsodes	cinereus	3	36	12.0
Leptoceridae	Ceraclea	dissimilis	1	1	1.0
Leptoceridae	Mystacides	azurea	31	169	5.5
Leptoceridae	Oecetis	notata	2	2	1.0
Leptoceridae	Oecetis	testacea	1	6	6.0
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe AURICOLLIS	42	1953	46.5
Limnephilidae	Allogamus	auricollis	6	150	25.0
Limnephilidae	Drusus	annulatus	3	17	5.7
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe DIGITATUS	41	269	6.6
Limnephilidae	Limnephilini-Komplex	Limnephilini sp.	38	268	7.1
Limnephilidae	Melampophylax	mucoreus	1	1	1.0
Limnephilidae	Metanoea	flavipennis	1	7	7.0
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe CINGULATUS	23	68	3.0
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe PERMISTUS	9	296	32.9
Odontoceridae	Odontocerum	albicorne	26	157	6.0
Philopotamidae	Chimarra	marginata	1	116	116.0
Philopotamidae	Philopotamus	ludificatus	1	9	9.0
Polycentropodidae	Neureclipsis	bimaculata	1	3	3.0
Polycentropodidae	Plectrocnemia-K.	Plectrocnemia sp.	10	39	3.9
Polycentropodidae	Polycentropus-K.	Polycentropus sp.	23	183	8.0
Polycentropodidae	Polycentropus	flavomaculatus	11	88	8.0
Psychomyiidae	Lype	phaeopa	7	10	1.4
Psychomyiidae	Lype	reducta	9	25	2.8
Psychomyiidae	Psychomyia	pusilla	29	197	6.8
Psychomyiidae	Tinodes-K.	Tinodes sp.	26	116	4.5
Psychomyiidae	Tinodes	waeneri	1	1	1.0
Rhyacophilidae	Rhyacophila-Hyporhyacophila-K.	Rhyacophila sp.	4	44	11.0
Rhyacophilidae	Rhyacophila	pubescens	1	16	16.0
Rhyacophilidae	Rhyacophila	tristis	7	44	6.3
Rhyacophilidae	Rhyacophila: torrentium-K.	Rhyacophila sp.	6	57	9.5
Rhyacophilidae	Rhyacophila	torrentium	5	17	3.4
Rhyacophilidae	Rhyacophila: sensu str. ĐK.	Rhyacophila sp.	80	996	12.5
Sericostomatidae	Sericostoma-K.	sericostoma sp.	30	439	14.6