

NAWA TREND Biologie 2019-2021, Makrozoobenthos der NAWA-MV-Stellen

Fachbericht

Markus Haberthür, Ambio GmbH

31. März 2022

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU

Impressum

Auftraggeber:	Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Wasser CH-3003 Bern
Auftragnehmer:	Ambio GmbH, Wildbachstrasse 46, 8008 Zürich (Projektleitung) Büro für Gewässerökologie, Eichhalden 14, 8053 Zürich UNA AG, Schwarzenburgstrasse 11, 3007 Bern
Autor:	Markus Haberthür (Ambio GmbH)
Feldarbeit:	Christian Imesch (UNA), Nadine Sarbach (UNA), Anna Carlevaro (Benthos), Manuel Freiburghaus (Valeco), Remo Wüthrich (Gutwasser GmbH), Markus Haberthür (Ambio GmbH)
Laborarbeit:	IBCH: Christian Imesch, (UNA), Nadine Sarbach, (UNA), Anna Carlevaro (Benthos), 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)
QS intern:	Verena Lubini (Büro für Gewässerökologie)
QS extern:	Daniel Küry (Life Science AG)
Zitierung:	Haberthür, M. [2022]: NAWA TREND Biologie 2019-2021, Makrozoobenthos, NAWA-MV-Stellen, Fachbericht, März 2022, 50 S.
Hinweis:	Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt sind allein die Auftragnehmer verantwortlich.

 Inhalt

1	Zusammenfassung	6
2	Einführung	7
2.1	Stellen und Einzugsgebiete	7
2.1	Referenzstellen	7
2.2	NAWA-MV-Stellen an kleinen Fließgewässern	7
3	Material und Methoden	9
3.1	Probenahmen	9
3.2	Probenzahl	9
3.3	Bestimmungen	9
3.4	Qualitätssicherung	9
3.5	Statistische Verfahren	10
3.6	Sensitivitätswert S	10
4	Ergebnisse	11
4.1	Qualitätssicherung	11
4.2	Äusserer Aspekt	12
4.2.1	Schlamm	12
4.2.2	Trübung	12
4.2.3	Verfärbung	12
4.2.4	Schaum	13
4.2.5	Geruch	13
4.2.6	Eisensulfid	13
4.2.7	Kolmation	14
4.2.8	Feststoffe	14
4.2.9	Heterotropher Bewuchs	15
4.3	Übersicht SPEAR und IBCH	15
4.3.1	SPEAR-Index	15
4.3.2	IBCH-Werte	15
4.4	Referenzierung der Frühling-Sommer Differenz	17
4.4.1	Differenz SPEAR-Index	17
4.4.2	Differenz Familien-Taxa	17
4.4.3	Differenz in den Abundanzen	18
4.4.4	Differenz EPT-Arten	18
4.4.5	Referenzwerte für die saisonalen Differenzen in pestizidfreien Einzugsgebieten	19
4.5	NAWA-MV-Stellen	20
4.5.1	SPEAR-Index	20
4.5.2	Familien-Taxa	21
4.5.3	Abundanzen total	22
4.5.4	EPT-Arten und Artenkomplexe	24
4.5.5	Ergebnisübersicht	25
4.6	Taxaspezifische Effekte	25
4.6.1	Saisonale, phänologisch bedingte Differenzen	26
4.6.2	Spezifische Effekte der Familien-Taxa	26
4.6.3	Spezifische Effekte auf Arten der EPT	28
4.6.4	Diskussion der Ergebnisse zu den EPT-Arten	31

5	Empfehlungen	32
5.1	NAWA-Trend MV-Stellen mit Referenzstellen ergänzen	32
5.2	Distanzen zwischen chemischen und biologischen Stellen prüfen	32
5.3	K _{OW} -Werte der Pestizide bei der Abschätzung der Effekte berücksichtigen	32
5.4	Vorschlag eines Monitoring-, Controlling- und Evaluationskonzeptes für MV	33
5.4.1	Kernelement des Konzeptes	33
5.4.2	Vorteile des Konzeptes	35
5.4.3	Datenquellen	35
5.4.4	Konsolidierung des SPEAR-Index/Flächennutzungsmodells als Indikator des Impacts	36
6	Literatur	38
	Anhang A: Daten der Probenahmestellen	39
	Anhang B: Daten der Makroinvertebraten	41
	Anhang C: Artenliste Ephemeroptera	43
	Anhang D: Artenliste Plecoptera	44
	Anhang E: Artenliste Trichoptera	45
	Anhang F: Zeitliche Verläufe	46
	Küntenerbach, CH_136_AG	47
	Chrümmlisbach, CH_138_BE	48
	Ballmoosbach, CH_139_BE	49
	Bainoz, CH_140_FR	50
	Erveratte, CH_141_JU	51
	Zapfenbach, CH_143_SG	52
	Mittlerer Seegraben, CH_144_SG	53
	Beggingerbach, CH_146_SH	54
	Eschelisbach, CH_147_TG	55
	Salmsacher Aach, CH_148_TG	56
	Ruisseau GI, CH_150_VD	57
	Le Combagnou, CH_151_VD	58
	Canal d'Uvrier, CH_152_VS	59

1 Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht präsentiert die Ergebnisse 2019-2021 des biologischen Zusatzprogrammes der dritten Untersuchungsperiode von NAWA-Trend. 2019 wurde das Stellennetz um 13 Stellen an kleinen Fließgewässern erweitert. An diesen Stellen wird die Belastung durch Mikroverunreinigungen (MV) in Zweiwochen-Mischproben analysiert. Zudem wurden während 3 Jahren im Frühling und Sommer biologische Daten erhoben (Makrozoobenthos, Äusserer Aspekt). Das Ziel war, die Auswirkungen von Mikroverunreinigungen auf benthische Invertebraten zu untersuchen.

Um die phänologischen Effekte und Pestizideinflüsse zwischen Frühling und Sommer unterscheiden zu können wurden die saisonalen Differenzen an 15 pestizidfreien **Referenzgewässern** bestimmt. Bei den Indikatoren Taxazahl, EPT-Arten, Gesamt-Abundanzen und SPEAR-Index sind die Referenzwerte im Frühling durchwegs höher bzw. besser als im Sommer. Die erhaltenen saisonalen Referenzwerte dienen als Benchmarks für die Identifizierung biologischer Effekte der Pestizidbelastung in den NAWA-MV-Stellen.

Der Zustand der **NAWA-MV-Stellen** ist bezüglich SPEAR-Index bei 7 Gewässern «*mässig*» und bei 6 Gewässern «*unbefriedigend*». Dies ist insgesamt rund eine Klasse schlechter als der IBCH anzeigt. Im Mittel ist die Anzahl Familien-Taxa leicht und die Anzahl EPT-Arten deutlich unterhalb der Referenzwerte. Die Abundanzen sind jedoch erheblich höher. Der SPEAR-Index liegt im Mittel um eine Klasse unter dem der Referenzstellen. Bei allen 4 Kennwerten sind die Frühling-Sommer Differenzen ähnlich gross wie bei den Referenzgewässern. Dies führt zum Schluss, dass die saisonal erhöhten Pestizidbelastungen sich beim Makrozoobenthos langfristig auswirken. Zwischen Spätsommer und Frühling wurde nur in seltenen Fällen ein Erholungseffekt festgestellt. Innerhalb des untersuchten Zeitfensters sind zeitliche Trends, positive oder negative, bei allen Kenngrössen nur an wenigen Stellen erkennbar. Zwischen der EPT-Artenzahl sowie dem SPEAR-Index besteht ein negativer Zusammenhang mit dem Anteil intensiv genutzter Fläche im hydrologischen Einzugsgebiet der jeweiligen Stellen. Bei der Abundanz ist dieser Zusammenhang positiv und dies sowohl bei den Frühlings- als auch bei den Sommerwerten.

Das Artenspektrum der Eintagsfliegen unterscheidet sich an den NAWA-MV-Stellen nicht wesentlich von dem der Referenzstellen. Bei diesen wurden insgesamt 39 Arten, bei den NAWA-MV-Stellen 36 Arten gefunden. Die beiden Stellenpools weisen nur bei wenigen Arten grössere Unterschiede in der Häufigkeit des Vorkommens auf. Das Artenspektrum der Steinfliegen ist bei den NAWA-MV-Stellen massiv reduziert. Während an den Referenzstellen insgesamt 52 Arten gefunden wurden, waren es bei den NAWA-MV-Stellen nur 19. Auch ist bei diesen eine Verschiebung des Artenspektrums von den sensibleren zu den weniger sensiblen Arten festzustellen. Die Häufigkeit der vorkommenden Arten ist bei den NAWA-MV-Stellen insgesamt tiefer als bei den Referenzstellen. Die Artenzahl der pestizidtoleranteren Köcherfliegen ist bei den NAWA-MV-Stellen mit 59 Arten gegenüber 39 Arten an den Referenzstellen grösser.

Insgesamt führt die intensivere Nutzung in den Einzugsgebieten der NAWA-MV-Stellen zu einer Reduktion der Artenzahl und einer erheblichen Verschiebung des Artenspektrums von den pestizidsensiblen zu den pestizidtoleranten Arten. Dies schlägt sich auch in den verschiedenen biologischen Indikatoren nieder.

Der Bericht empfiehlt das Stellennetz für die Überwachung der Ökotoxikologie von Mikroverunreinigungen mit unbelasteten Referenzstellen zu ergänzen. Bei zwei Stellen sind die Fließdistanzen zwischen den Stellen der chemischen und biologischen Probenahme zu verkleinern um gesicherte Aussagen über den Pestizid-Einfluss zu gewährleisten. Weiter wird empfohlen die K_{OW} -Werte der Pestizide in die Untersuchung der ökotoxikologischen Effekte auf das Makrozoobenthos einzubeziehen.

Zum Schluss wird ein die sektoralen Interessen übergreifendes Konzept skizziert, welches mit vorhandenen Daten die Nutzung, Verbreitung und gewässerspezifischen Folgeeffekte von Pestiziden sowie die involvierten Vollzugsaktivitäten laufend überwacht und bezüglich Trends, Zielerreichungsgrad und notwendigen Korrekturen evaluiert.

2 Einführung

Seit 2019 werden in der Schweiz an 33 Fliessgewässern Mikroverunreinigungen (Pestizide, Arzneimittel, MV) in 14-Tage-Sammelproben erfasst. 13 dieser Messstellen liegen an kleinen Fliessgewässern. Im Rahmen der NAWA-Trend Kampagne 2019-2021 wurde an diesen Gewässern das Makrozoobenthos (MZB) vertieft untersucht um den Effekt von MV auf die benthische Lebensgemeinschaft zu erfassen.

Zu diesem Zweck wurde in den Zeitfenstern März und Juli - August das Makrozoobenthos beprobt. Die Einzugsgebiete (EZG) der ausgewählten Fliessgewässer zeichnen sich durch einen relativ hohen Anteil an landwirtschaftlich intensiv genutzten (Acker-, Obst-, und Weinkulturen) Flächen aus. Die zweimalige Beprobung pro Jahr sollte aufzeigen, in welchem Ausmass neben den Langzeit-Effekten auch saisonale Effekte auf das Makrozoobenthos zu erwarten sind. Der gewonnene Datensatz ist geeignet die Empfindlichkeit einzelner MZB-Taxa gegenüber der auftretenden Belastung der in der Schweiz zugelassenen und gebräuchlichen Pestizid-Gemische abzuschätzen.

Um die natürlichen Frühling-Sommer Unterschiede der MZB-Gemeinschaften, von den durch Pestizide induzierten, trennen zu können, hat man aus Datensätzen von NAWA-Spez der Jahre 2015, 2017 und 2018 Referenzstellen ausgewählt, denen ebenfalls mindestens einmal im Frühling und Sommer MZB-Proben entnommen wurden.

2.1 Stellen und Einzugsgebiete

Insgesamt wurden für die Studie Daten von 28 Stellen berücksichtigt. 13 Stellen betreffen NAWA-MV-Stellen, die als potenziell mit Pestiziden belastet gelten. 15 Stellen an Gewässern mit vergleichbarer Grösse dienten als Referenzen, welche aufgrund der Nutzungsverhältnisse im Einzugsgebiet als unbelastet angenommen werden. Allerdings ist dies nicht durch MV-Messungen belegt. Die als geeignet erachteten Referenzstellen sind gleichmässig über alle biogeografischen Regionen der Schweiz verteilt, während die NAWA-MV-Stellen schwerpunktmässig im östlichen und westlichen Mittelland liegen (siehe [Abb. 1](#)).

2.1 Referenzstellen

Die Auswahl der Referenzstellen erfolgte anhand einer GIS-Analyse. Untersucht wurden die prozentualen Flächenanteile von 7 Nutzungskategorien im hydrologischen Einzugsgebiet oberhalb der Stellen mit biologischen Probenahmen. Zusätzlich hat man die gebietsspezifischen Luftbilder konsultiert und die oben gemachten Angaben überprüft. Bei der GIS-Analyse wurden die Datensätze der Arealstatistik 2009 und 2018 und der landwirtschaftlichen Betriebsstrukturhebung 2018 berücksichtigt. Bezüglich der Nutzungen «unproduktive Flächen», «Wald» und «Grünland» wurde angenommen, dass auf diesen Flächen keine Pestizide ausgebracht werden. Die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln ist im Wald grundsätzlich verboten. Ausnahmen werden nur in sehr spezifischen Fällen bewilligt. Auf unproduktiven Flächen besteht kein Bedarf für die Anwendung von Pestiziden. Dies gilt auch für Dauergrünwiesen. Die prozentualen Flächensummen der drei Nutzungskategorien liegen im Einzugsgebiet der Referenzstellen zwischen 89% und 100% (Tab. 1). Im Falle der tiefsten Flächensumme (Stelle Spez_020_BE) bestand eine Diskrepanz zwischen der Arealstatistik und der landwirtschaftlichen Betriebsstrukturhebung. Letztere wies keine Ackerfläche aus, während die Arealstatistik die Ackerfläche auf 10% schätzte. Aufgrund des sehr hohen Waldanteils von 87% und der gewässerfernen Lage der potenziellen Ackerflächen wurde die Stelle trotzdem ins Referenzstellennetz aufgenommen. Bezüglich Einzugsgebietsgrösse, mittlerem Abfluss (MQ), Abwasserbelastung und Flussordnungszahl sind die Referenzstellen mit den Stellen der NAWA-MV-Stellen vergleichbar.

2.2 NAWA-MV-Stellen an kleinen Fliessgewässern

Die Einzugsgebiete der 13 MV-Stellen werden landwirtschaftlichen überwiegend für Acker-, Obst-, und Weinbau genutzt. Vor allem bei solchen Kulturen werden Pestizide eingesetzt. Von den 13 Stellen befinden sich 11 im Mittelland und 2 in den Tieflagen des Jura und eine in den Zentralalpen. Im Mittel werden auf 38% der Einzugsgebietsfläche Ackerbau, auf 4% Obstbau und auf 2% Weinbau betrieben. Rund 12% der Fläche beanspruchen die Siedlungsgebiete (Tab. 1).

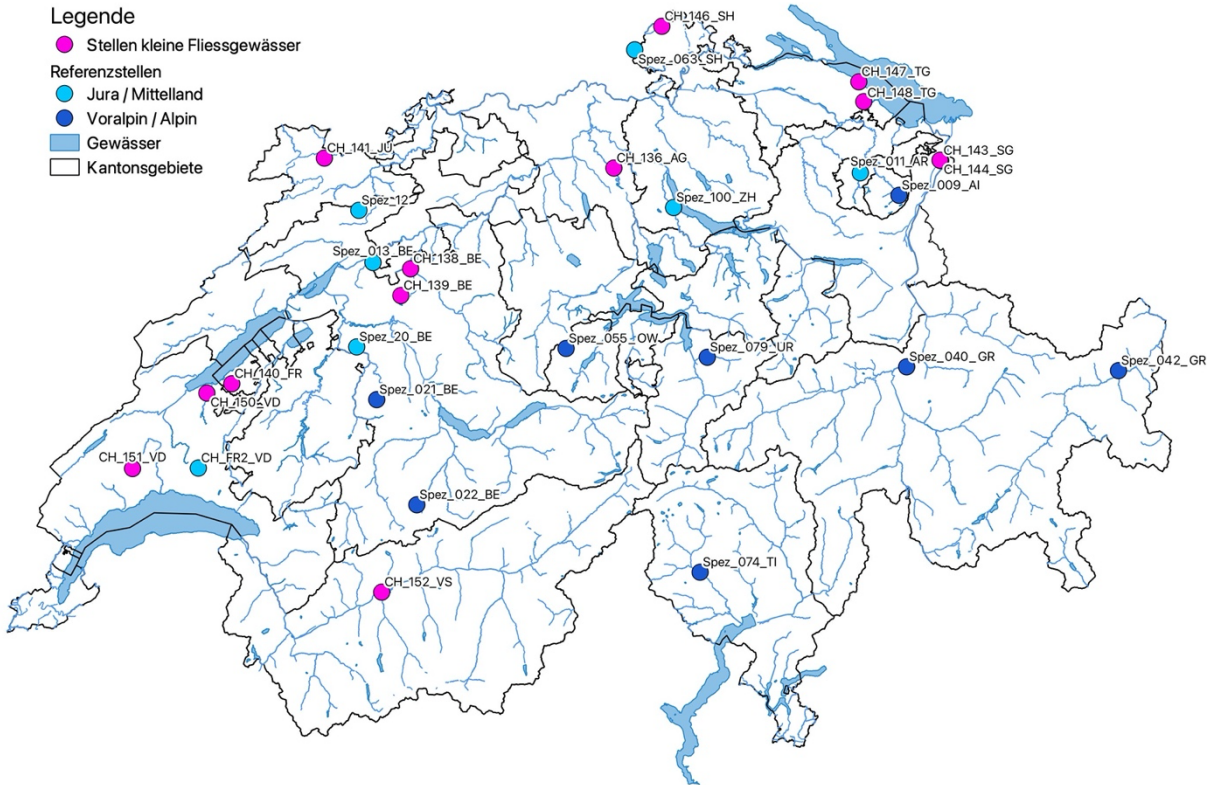


Abb. 1: Verteilung der MZB-Stellen des Programmes «NAWA-MV-Stellen» (violett) sowie der Referenzstellen des Jura und Mittellandes (hellblau) und des voralpinen und alpinen Raumes (blau) über das Gebiet der Schweiz. Die Stellenbezeichnungen sind aus den Programmen NAWA-Spez 2018 und NAWA-Trend 2019 übernommen.

	Stelle	Fläche EZG	mittl. Abfluss modelliert	Abwasseranteil Q ₃₄₇	Flodsz	unproduktiv	Wald	Grünfläche	Ackerland	Obstkulturen	Rebbau	Siedlung	U+W+G	A+O+R+S
NAWA-MV-Stellen	CH_136_AG	4.39	0.08	0	3	0.2	21.6	16.9	42.2	0.7	0.2	18.5	38.7	61.6
	CH_138_BE	3.51	0.08	0	2	0.0	34.7	7.1	51.5	0.6	0.0	6.8	41.8	58.9
	CH_139_BE	3.14	0.03	0	2	1.0	11.5	9.2	67.2	1.9	0.0	9.5	21.7	78.6
	CH_140_FR	6.72	0.08	0	3	0.3	8.3	18.2	64.9	0.6	0.0	8.6	26.8	74.1
	CH_141_JU	8.13	0.18	0	3	0.5	60.3	26.2	3.9	3.7	0.0	6.4	87.0	14.0
	CH_143_SG	4.34	0.08	0	2	3.5	3.5	16.8	44.5	0.7	0.2	31.4	23.8	76.8
	CH_144_SG	9.81	0.16	0	2	6.8	3.3	28.7	53.8	1.0	0.0	6.2	38.8	61.0
	CH_146_SH	10.69	0.16	0	3	0.2	37.6	10.4	23.7	1.4	0.0	4.7	48.2	29.8
	CH_147_TG	2.00	0.02	0	2	0.0	24.5	18.0	31.5	20.5	0.0	5.0	42.5	57.0
	CH_148_TG	42.74	0.7	0	4	0.5	18.5	31.7	24.1	11.3	0.1	14.1	50.7	49.6
	CH_150_VD	6.05	0.08	0	2	0.0	28.6	9.1	55.2	1.0	0.0	5.3	37.7	61.5
	CH_151_VD	5.61	0.09	0	3	0.4	52.1	12.1	28.7	0.0	0.0	6.2	64.6	34.9
	CH_152_VS	6.95	0.02	0	2	6.5	17.7	5.6	6.6	13.0	20.9	29.1	29.8	69.6
	Mittelwert	8.77	0.14	0	2.5	1.5	24.8	16.2	38.3	4.3	1.6	11.7	42.5	56.0
	Median	6.05	0.08	0	2.0	0.4	21.6	16.8	42.2	1.0	0.0	6.8	38.8	61.0
Jura / Mittelland	Spez_011_AR	3.45	0.12	0	3	0.6	24.4	71.6	0.3	0.0	0.0	3.2	96.6	3.5
	Spez_012_BE	6.20	0.13	0	2	0.3	68.6	26.7	2.4	0.2	0.0	1.8	95.6	4.4
	Spez_013_BE	0.52	0.01	0	2	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0
	Spez_020_BE	3.54	0.05	0	2	0.0	87.1	1.1	9.8(0)	0.0	0.0	2.0	88.2	11.8
	Spez_030_FR	2.53	0.04	0	3	0.0	95.6	1.6	2(0)	0.0	0.0	0.8	97.2	2.8
	Spez_063_SH	1.37	0.01	0	3	0.0	89.4	7.1	2.8(0)	0.0	0.0	0.7	96.5	3.5
	Spez_100_ZH	0.86	0.02	0	1	5.8	94.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0
voralpin / alpin	Spez_009_AI	4.35	0.2	0	4	3.9	31.4	62.1	0.0	0.0	0.0	2.5	97.4	2.5
	Spez_021_BE	1.25	0.04	0	2	1.6	55.2	41.6	0.0	0.0	0.0	1.6	98.4	1.6
	Spez_022_BE	14.22	0.61	0	4	21.5	19.7	57.2	0.0	0.0	0.0	1.5	98.4	1.5
	Spez_040_GR	1.24	0.28	0	3	3.5	58.6	37.1	0.9(0)	0.0	0.0	0.0	99.2	0.9
	Spez_042_GR	11.67	0.45	0	4	34.4	8.1	57.2	0.0	0.0	0.0	0.3	99.7	0.3
	Spez_055_O	1.51	0.06	0	4	15.0	64.7	19.6	0.0	0.0	0.0	0.7	99.3	0.7
	Spez_074_TI	5.56	0.28	0	3	26.3	70.1	2.5	0.0	0.0	0.2	0.9	98.9	1.1
	Spez_079_UR	4.07	0.18	0	3	14.1	58.0	27.2	0.0	0.0	0.0	0.7	99.3	0.7
	Mittelwert	4.16	0.17	0	2.9	8.5	61.7	27.5	0.2	0.0	0.0	1.1	97.6	2.4
	Median	3.45	0.12	0	3	3.5	64.7	26.7	0.0	0.0	0.0	0.8	98.4	1.5

Tab. 1: Flächen der Einzugsgebiete und Anteile der Nutzungsformen (U=unproduktiv, W=Wald, G=Grünfläche, A=Ackerland, O=Obstkulturen, R=Rebbau, S=Siedlung) oberhalb der biologischen NAWA-MV-Stellen und der Referenzgewässer gemäss Arealstatistik. Die Angaben in Klammern beziehen sich auf die Erhebung der landwirtschaftlichen Betriebsstrukturen 2018. Die Gewässer sind durch den mittleren Abfluss, den Abwasseranteil und die Flussordnungszahl charakterisiert.

3 Material und Methoden

3.1 Probenahmen

Die Feldarbeiten an den Fliessgewässern fanden im Rahmen von NAWA-Spez zwischen 2015 und 2021 statt. Die MZB-Proben wurden in den höhenabhängigen Zeitfenstern zwischen 1. März und Mai (Frühlingsproben) und Juli bis 15. August den Gewässern entnommen. Die Vorgehensweise entspricht dem Modul Makrozoobenthos Stufe F [Stucki et al. 2010, 2019] nach dem schweizerischen Modul-Stufenkonzept.

Neben der Probenahme des MZB wurde der Gewässerzustand an den Stellen nach den Kriterien des «Äusseren Aspektes» beurteilt. Dabei wird die Gewässerqualität an Ort nach sinnlich wahrnehmbaren Kriterien und drei Qualitätsklassen beurteilt [Binderheim et al. 2007].

3.2 Probenzahl

Die Zahl der Proben pro Stelle unterscheidet sich zwischen den Referenzstellen und den Stellen der NAWA-MV-Stellen. Die Referenzstellen wurden aus dem NAWA-Spez Programm der Jahre 2015-2018 ausgewählt. In der Regel wurden die 15 Referenzstellen nur je einmal im Frühling und Sommer beprobt. An 3 Stellen sind in einem weiteren Jahr Proben genommen, so dass insgesamt 36 Proben zur Verfügung standen.

Die NAWA-MV-Stellen sind mindestens über drei Jahre (2019-2021) sechsmal, je dreimal in Frühling und Sommer, beprobt worden. An 10 der 13 Stellen wurden bereits in früheren Jahren zwischen 2015 und 2018, im Rahmen von NAWA-Spez, je einmal im Frühling und Sommer zusätzliche Proben genommen. Die Daten dieser Proben wurden in die Auswertung einbezogen. Total wurden an den NAWA-MV-Stellen über einen Zeitraum von 2015-2021 98 Proben genommen.

3.3 Bestimmungen

Die MZB-Sammelproben wurden in zwei Etappen taxonomisch bestimmt, nach Taxon gezählt und sortiert. In der ersten Etappe bestimmte man das MZB bis zur Familie. Die generierten Daten gab man in ein standardisiertes elektronisches Datenblatt ein, welches direkt verschiedene biologische Kenngrößen (Gesamtabundanz, Anzahl Familien-Taxa,

SPEAR-Index, IBCH etc.) berechnete. Die in Döschen nach Familie sortierten Individuen der Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) sind in einer zweiten Etappe durch Spezialisten bis auf die Art oder vordefinierte Artkomplexe weiter bestimmt worden. Auch diese generierten Daten fanden Eingang in ein pro Stelle standardisiertes Datenblatt.

3.4 Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung (QS) der MZB-Bestimmungen erfolgte auf 3 Stufen (siehe [Abb. 2](#)) über einen Zeitraum vom Sommer 2019 bis Ende 2021. Dabei wurden die EPT dreimal (zweimal durch Stichproben einmal in einer Vollkontrolle) und die Nicht-EPT zweimal von verschiedenen Personen bestimmt bzw. kontrolliert.

Auf Stufe 1 wurden bei 6 zufällig ausgewählten Stellen nur die Nicht-EPT kontrolliert. Aus den Fehlern schätzte man den Streubereich des IBCH und des SPEAR-Index ab. Dieser wird stark von den Taxa (Familien) beeinflusst, bei denen schwergewichtig systematische Bestimmungsfehler vorliegen. Die EPT wurden auf den Stufen 2 und 3 überprüft.

Die Prüfung auf Stufe 2 erfolgte bei der Bestimmung der EPT auf Artstufe für alle Stellen. Die ArtbestimmerInnen haben dabei die systematischen Bestimmungsfehler gemeldet, sofern es sich um falsch sortierte Nicht-EPT handelte. Bezüglich der EPT wurden die Fehler automatisch ersichtlich, als man den bestimmten Arten und zugehörigen Familien die Familienliste der IBCH-Bestimmungen gegenübergestellt hatte. Die gefundenen Fehler/Differenzen wurden pro Stelle bereinigt und der IBCH bzw. SPEAR-Index neu berechnet.

Die Kontrolle auf Stufe 3 hatte die Qualitätsprüfung der Artbestimmungen der EPT zum Ziel. Diese erfolgt wiederum anhand von Stichproben an 6 Stellen, also je 6 Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichoptera-Proben. Aus den Abweichungen zwischen Erst- und Zweitbestimmung wurde wiederum der Streubereich des IBCH und des SPEAR-Index abgeschätzt.

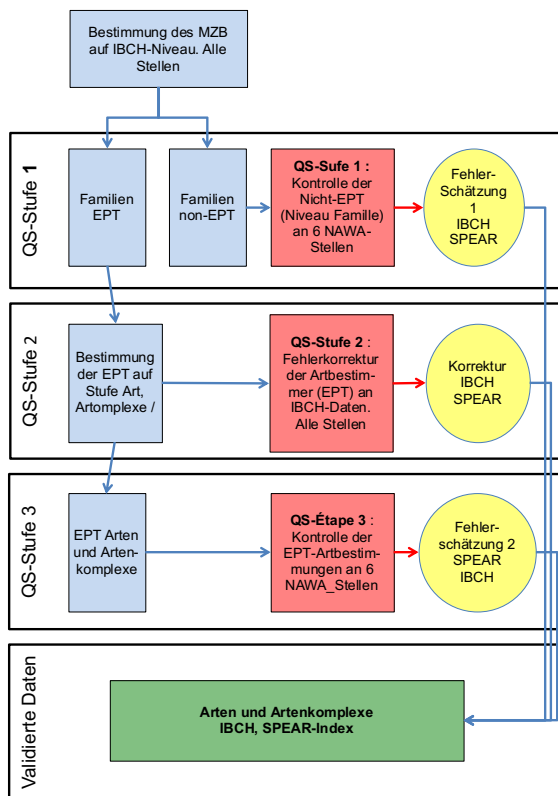


Abb. 2: Konzept der Qualitätsprüfung.

3.5 Statistische Verfahren

Die statistischen Verfahren wurden weitgehend mit der von Excel Version 16.59 zur Verfügung stehenden Software mit den Funktionen: Mittelwert, Median, Min, Max, lineare Regression, Beschreibende Statistik durchgeführt. Signifikanzniveaus sind mit dem nicht-parametrischen U-Test geprüft worden. Zur Berechnung der Konfidenzintervalle der Differenz von Mittelwerten wurde folgende Formel benutzt:

$$\text{Konfidenzintervall} = (x_1 - x_2) \pm \sqrt{(s_p^2/n_1) + (s_p^2/n_2)}$$

- x_1, x_2 : Mittelwerte der Stichproben 1 bzw. 2
 t : t-kritischer Wert auf Konfidenzniveau 95%
 s_p^2 : gepoolte Varianz
 n_1, n_2 : Grösse von Stichprobe 1 bzw. 2

3.6 Sensitivitätswert S

Die taxaspezifischen Werte für die Pestizidsensitivität wurden von der Merkmals-Datenbank aus dem Berechnungstool Indicate, SPEAR_{pesticides} der Version 2021.02 übernommen. Der Sensitivitätswert ist eine relative Grösse, die sich an der Empfindlichkeit von *Daphnia Magna* unter bestimmten Expositionsbedingungen orientiert [Liess et al. 2001]. Grundlagen sind eine umfassende Auswertung toxikologischer Datenbanken und zahlreiche in Vitro und in

Situ, Tests. Die Sensitivitätswerte für das MZB wurden mit der Zeit entsprechend neuer Erkenntnisse [Liess et al. 2005, 2008] aktualisiert und publiziert.

4 Ergebnisse

4.1 Qualitätssicherung

QS-Stufe 1: 6 Stichproben Nicht EPT						
Zweitbestimmung	Total	%	Median	Min	Max	Mittel
Bestimmungen	13029	100%	1837	446	5210	2172
Nicht-EPT-Familien	94	100%	15.5	14	17	16
IBCH	2.86	100%	0.45	0.37	0.63	0.48
SPEAR	108.32	100%	15.49	9.08	30.87	18.05
GI (max)	26	100%	3.5	3	7	4.33
Erstbestimmung	Total	Prozent	Median	Min	Max	Mittel
Bestimmungen	13026	100%	1838	442	5209	2171
Nicht EPT-Familien	94	100%	16	14	17	15.67
IBCH	2.86	100%	0.45	0.37	0.63	0.48
SPEAR	112.20	97%	15.87	8.87	33.99	18.70
GI (max)	27	96%	3.5	3	7	4.50
Differenzen (abs.)	Total	%	Median	Min	Max	Mittel
Bestimmungen	7	0.05%	0.5	0	4	1.17
Nicht-EPT Familien	2	2.13%	0	0	1	0.33
Fehlbestimmungen	24	0.15%	2	0	15	4.00
IBCH 2019	0.00	0.00%	0	0	0	0.00
SPEAR	4.29	3.96%	0.20	0	3.12	0.72
GI (max)	1	3.85%	0	0	1	0.17
QS-Stufe 2: Alle EPT-Proben (n=76)						
Zweitbestimmung	Total	%	Median	Min	Max	Mittel
Bestimmungen	22219	100%	216.5	17	1375	284.86
EPT-Familien	572	100%	7	2	15	7.33
IBCH	43.53	100%	0.58	0.26	0.79	0.56
SPEAR	1741.24	100%	24.16	9.41	35.41	22.32
Zeigergruppe GI	413.00	100%	6	2	7	5.29
Erstbestimmung	Total	%	Median	Min	Max	Mittel
Bestimmungen	22190	100%	231.5	17	1428	284.49
EPT-Familien	588	103%	7	2	15	7.54
IBCH	43.21	99%	0.58	0.26	0.79	0.55
SPEAR	1795.91	103%	24.36	8.87	35.51	23.02
Zeigergruppe GI	407	99%	6	2	7	5.22
Differenzen (abs.)	Total	%	Median	Min	Max	Mittel
Bestimmungen	889	4.00%	6.00	0.00	77.00	11.40
EPT-Familien	26	4.55%	0.00	0.00	2.00	0.33
IBCH	0.74	1.70%	0.00	0.00	0.21	0.01
SPEAR	70.21	4.03%	0.38	0.00	6.74	0.90
Zeigergruppe GI	6	1.45%	0	0	0	0.08
QS-Stufe 3: 6 EPT-Stichproben						
Drittbestimmung	Total	%	Median	Min	Max	Mittel
Bestimmungen	2108	100%	246	28	825	351.33
EPT-Familien	40	100%	6	2	14	6.67
EPT-Arten	73	100%	10	4	32	12.17
IBCH	2.86	100%	0.4495	0.37	0.6347	0.48
SPEAR	110.28	100%	16.02	9.41	30.85	18.38
Zeigergruppe GI	26	100%	3.5	3	7	4.33
Zweitbestimmung	Total	Pro-	Median	Min	Max	Mittel
Bestimmungen	2108	100%	246	28	825	351.33
EPT-Familien	40	100%	6	2	14	6.67
EPT-Arten	73	100%	10	4	32	12.17
IBCH	2.86	100%	0.45	0.37	0.63	0.48
SPEAR	110.28	100%	16.02	9.41	30.85	18.38
Zeigergruppe GI	26	100%	3.5	3	7	4.33
Differenzen (abs.)	Total	Pro-	Median	Min	Max	Mittel
Bestimmungen	0	0.00%	0	0	0	0.00
EPT-Familien	0	0.00%	0	0	0	0.00
EPT-Arten	0	0.00%	0	0	0	0.00
IBCH	0.00	0.00%	0.00	0.00	0.00	0.00
SPEAR	0.00	0.00%	0.00	0.00	0.00	0.00
Zeigergruppe GI	0	0.00%	0	0	0	0.00

Tab. 2: Ergebnisse der Qualitätsprüfungen hinsichtlich der Bestimmungen auf Stufe 1-3.

Die Ergebnisse der Qualitätsprüfungen werden in der Tab. 2 gezeigt. Insgesamt war die Fehlerquote der Bestimmungen auf allen Stufen gering. Bei den Nicht-EPT (QS-Stufe 1) differierte der Median des

IBCH zwischen Erst- und Zweitbestimmung nicht und beim SPEAR-Index um 0.20. Die maximale Differenz einer Stelle lag bei 3.12 SPEAR-Einheiten beim IBCH gab es keine Unterschiede. Im Mittel differierte der IBCH nicht, der SPEAR um 0.72. Die Differenzen führten auf dieser Stufe insgesamt zu keinen ergebnisrelevanten Resultatänderungen.

Die interne Vollkontrolle der EPT (QS-Stufe 2) ergab leicht grössere Differenzen. Beim IBCH differiert der Median nicht, der SPEAR-Index um 0.38 Einheiten. Die maximalen Abweichungen waren etwas grösser. Der IBCH differierte bei einer Probe um 0.21, also rund einer Zustandsklasse und der SPEAR um 6.74 Einheiten. Die entsprechenden Mittelwert-Differenzen betragen beim IBCH 0.01 und beim SPEAR-Index 0.90 Einheiten

Die Korrekturen bei der Vollkontrolle führten dazu, dass auf QS-Stufe 3 keine Differenzen mehr entstanden sind.

Bei Änderungen im Nahbereich von Güteklassengrenzen konnten die Differenzen einen Klassenwechsel zu Folge haben. Dies geschah aber nur in wenigen Proben.

Die gefundenen absoluten Differenzen wirkten sich nicht in gleichem Masse auf die effektiven Indexwerte aus, da innerhalb eines Laborprotokolls fehlende und zusätzliche Taxa sich in der Berechnung der Indexwerte kompensieren können. In der Folge sind die Differenzen bei den Mittelwerten noch kleiner.

4.2 Äusserer Aspekt

Die Daten des Äusseren Aspektes wurden bezüglich der zeitlichen Entwicklung in den 3 Jahren Monitoring und allfällig auftretender saisonaler Unterschiede (Frühling-Sommer) ausgewertet. Die Ergebnisse werden nachfolgend für jedes der 9 Kriterien dargestellt und besprochen.

4.2.1 Schlamm

Bei 70% bis 80% der Aufnahmen war die Gewässer-sole frei von Schlammablagerungen. Weitere 15-20% waren wenig-mittel verschlammte und 5-10% wiesen eine starke Verschlammung auf (Abb. 3). Eine zeitliche Entwicklung kann nicht abgeleitet werden, auch wenn das Jahr 2021 gegenüber den Vorjahren besser dasteht. Einen Einfluss könnten die häufigen Hochwasser im Sommer 2021 gespielt haben, bei denen abgelagerter Schlamm weggespült wurde.

Ein saisonaler Unterschied in der Schlammabildung ist aus den Daten nicht sicher ableitbar. Im Sommer war die Schlammabildung über die drei Jahre ca. 5% geringer als im Frühling. Dieser Unterschied ist aber statistisch zu klein um daraus eine allgemeine Tendenz ableiten zu können.

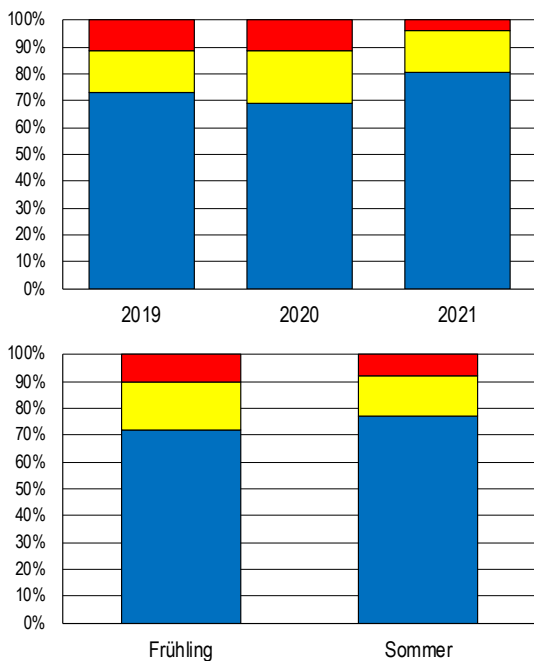


Abb. 3: Zeitliche Entwicklung (oben) und saisonaler Vergleich (unten) bezüglich der Sohlenverschlammung an den 13 NAWA-MV-Stellen.

Schlammablagerungen, insbesondere wenn es sich um organische Schlämme handelt, beeinträchtigen den Sauerstoffhaushalt der Gewässersohle und begünstigen je nach chemisch-physikalischer Eigen-

schaft eines organischen Pestizids (K_{ow}) dessen Affinität an die organische Fraktion des Schlammes.

4.2.2 Trübung

Trübungen der Gewässer haben im Laufe der drei Jahre stetig von rund 10% 2019 auf fast 30% 2021 zugenommen. Woran das lag bleibt hier offen. Im 2021 könnten wiederum die Probenahmen im Sommer bei abklingenden Hochwasserwellen und noch leichten Trübungen das Resultat beeinflusst haben.

Trübungen traten aber insgesamt im Sommer mehr als doppelt so häufig auf wie im Frühling (Abb. 4). Über die denkbaren Gründe lässt sich vorerst nur spekulieren.

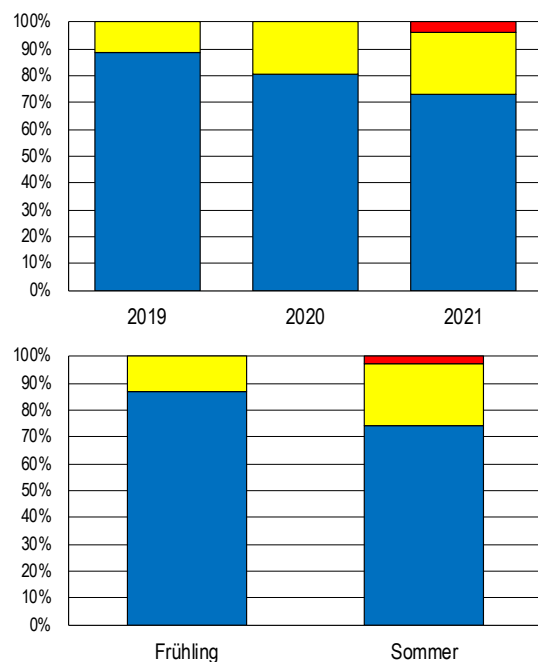


Abb. 4: Zeitliche Entwicklung (oben) und saisonaler Vergleich (unten) bezüglich der Trübungen an den 13 NAWA-MV-Stellen.

4.2.3 Verfärbung

Eine Tendenz in der zeitlichen Entwicklung der Verfärbungen kann aus den Daten nicht abgeleitet werden. Der Anteil von Probenahmen mit Verfärbung des Wassers streut zwischen 8% (2020) und 22% (2021). Der Anteil mit Verfärbungen 2019 liegt dazwischen (Abb. 5).

Hingegen zeigt sich klar ein saisonaler Unterschied. Verfärbungen treten im Sommer rund dreimal häufiger auf als im Frühling. Dies jedoch nur bezüglich der Verfärbungen im leichten bis mittleren Masse. Starke Verfärbungen sind im Frühjahr wie im Sommer gleichermassen selten (ca. 4%).

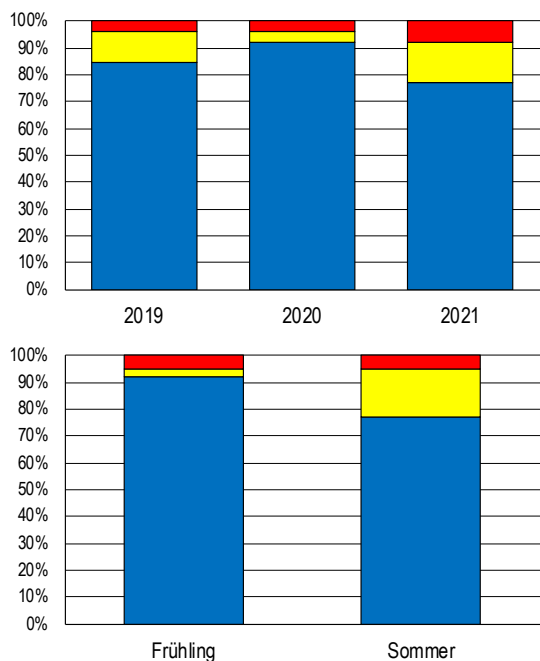


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung (oben) und saisonaler Vergleich (unten) bezüglich der Verfärbung des Wassers an den 13 NAWA-MV-Stellen.

4.2.4 Schaum

Schaum wurde über die Jahre 2019 bis 2021 bei 15% bis 23% der Aufnahmen festgestellt.

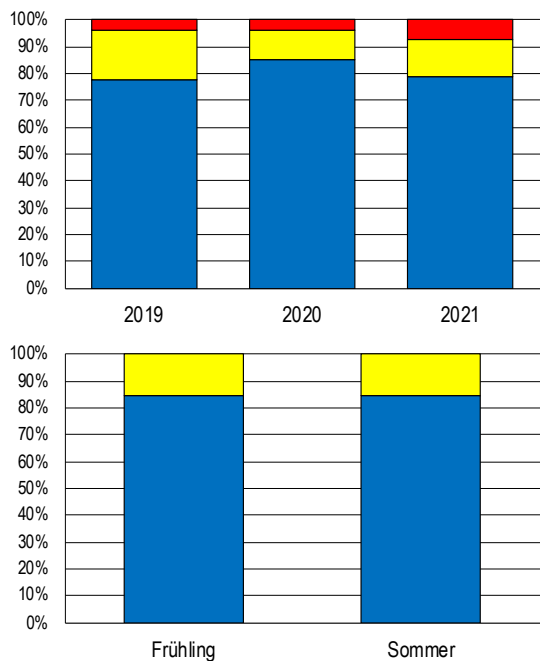


Abb. 6: Zeitliche Entwicklung (oben) und saisonaler Vergleich (unten) bezüglich der Schaumbildung im Wasser an den 13 NAWA-MV-Stellen.

Meist war die Schaumbildung leicht bis mittel. Weder ist über die drei Jahre eine zeitliche Tendenz noch ein saisonaler Unterschied feststellbar (Abb. 6).

4.2.5 Geruch

Gerüche im Wasser wurden äusserst selten festgestellt und wenn, nur in leichtem bis mittlerem Masse (Abb. 7). Am häufigsten noch im Jahre 2021 bei 7% der Probenahmen. 2020 war geruchfrei und das Jahr zuvor beinahe.

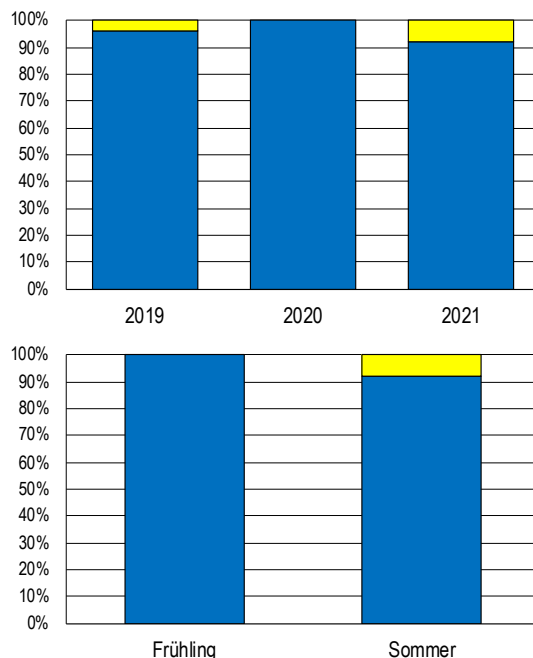


Abb. 7: Zeitliche Entwicklung (oben) und saisonaler Vergleich (unten) bezüglich der Häufigkeit von Gerüchen im Wasser an den 13 NAWA-MV-Stellen.

Wenn Gerüche auftraten, dann war das ausschliesslich im Sommer. Möglicherweise steht das mit den dann verstärkten landwirtschaftlichen Aktivitäten im Zusammenhang.

4.2.6 Eisensulfid

Eisensulfid an den Steinen der Gewässersohle hat bei den NAWA-MV-Stellen in den drei Jahren von anfänglichen 60% der Aufnahmen 2019 auf etwas über 30% 2021 abgenommen (Abb. 8). Dieser Trend ist eindeutig und betrifft nur die Zustandsklasse «<25%». Der Anteil der Aufnahmen mit viel Eisensulfid blieb über die Jahre mehr oder weniger konstant. Diese Entwicklung könnte mit der gleichzeitigen Abnahme der Kolmation zusammenhängen (Siehe 4.2.7) wodurch sich die Sauerstoffversorgung der Gewässersohle verbessert hat.

Eisensulfid trat im Sommer eindeutig häufiger auf. Dies allerdings nur bezüglich der Zustandsklasse «<25%». «Viel» Eisensulfid trat im Frühling und Sommer gleichermassen häufig auf. Zu einem Teil kann dies mit der grösseren Löslichkeit von

Sauerstoff bei den tieferen Temperaturen im Frühling erklärt werden.

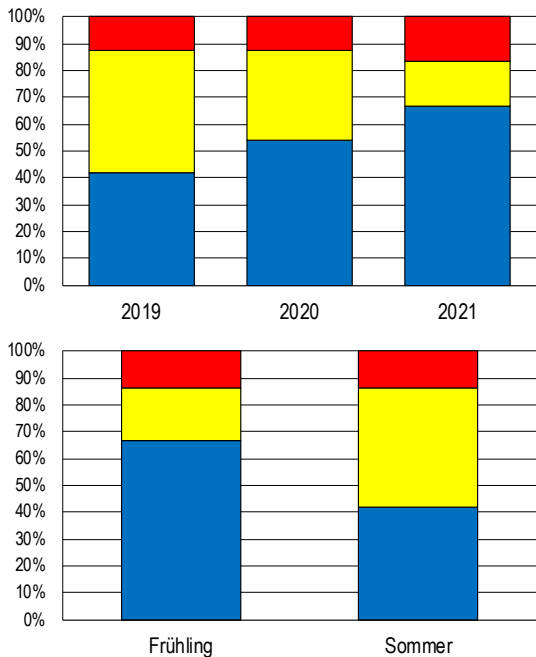


Abb. 8: Zeitliche Entwicklung (oben) und saisonaler Vergleich (unten) bezüglich der Häufigkeit von Eisensulfid in der Gewässersohle an den 13 NAWA-MV-Stellen.

Ein weiterer Grund für häufigeres Eisensulfid ist der dichtere pflanzliche Bewuchs im Sommer und das damit anfallende organische Material wodurch die Sauerstoffzehrung vor allem in der Nacht kritisch werden kann.

4.2.7 Kolmation

Die Kolmation der Gewässersohle ist im Verlauf der drei Jahre zurückgegangen. Hauptsächlich der Anteil stark kolmatierter Gewässersohlen ist zu Gunsten nicht kolmatierter kleiner geworden (Abb. 9). Der Anteil leicht bis mittel kolmatierter Sohlen ist einigermassen gleichgeblieben. Der Befund bezüglich der Eisensulfidflecken (siehe 4.2.6) lässt aber vermuten, dass, neben dem Rückgang stark kolmatierter Sohlen, innerhalb der Bandbreite «leicht bis mittel» ebenfalls eine Verbesserung Richtung «leicht» stattfand. Die Verbesserung des Kolmationsgrades fand im Frühling und Sommer in gleichem Masse statt. Die Verteilung der Häufigkeiten auf die drei Zustandsklassen ist im Frühling und Sommer fast identisch.

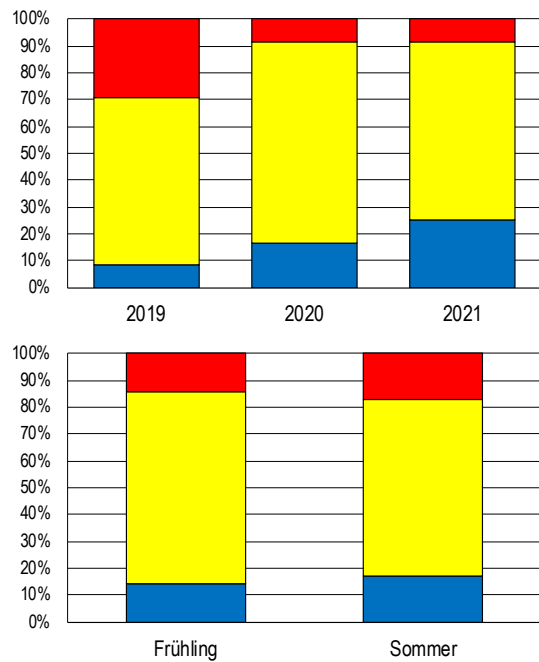


Abb. 9: Zeitliche Entwicklung (oben) und saisonaler Vergleich (unten) bezüglich der Kolmation der Gewässersohle an den 13 NAWA-MV-Stellen.

4.2.8 Feststoffe

Aus der Häufigkeit des Auftretens von Feststoffen aus der Siedlungsentwässerung ist kein zeitlicher Trend ersichtlich. In allen drei Jahren traten Feststoffe bei etwa 10% der beprobten Stellen auf. Saisonal gesehen geschah dies öfter im Frühling (Abb. 10).

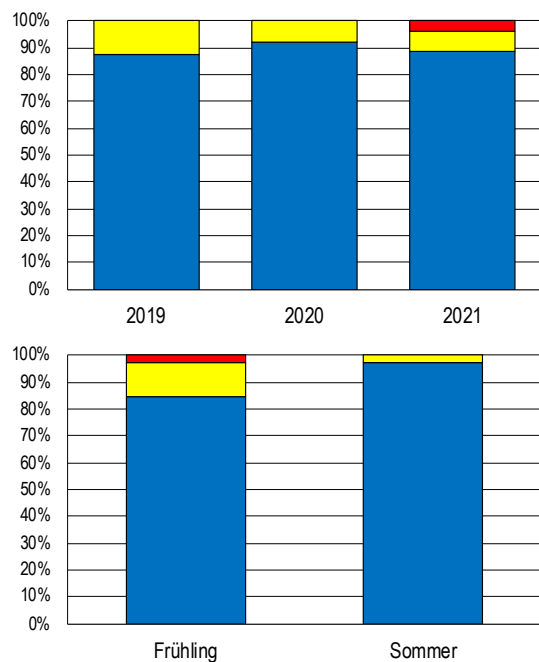


Abb. 10: Zeitliche Entwicklung (oben) und saisonaler Vergleich (unten) bezüglich der Häufigkeit aus der Siedlungsentwässerung eingeschwemmter Feststoffe an den 13 NAWA-MV-Stellen.

Wieso dies so ist, liesse sich allenfalls mit zusätzlichen Informationen zu den Entlastungen der Siedlungsentwässerung erklären.

4.2.9 Heterotropher Bewuchs

Sichtbarer heterotropher Bewuchs ist in den letzten Jahrzehnten in den schweizerischen Fließgewässern selten geworden. Das zeigt sich auch bei den 13 NAWA-MV-Stellen. Der Anteil mit vereinzelt sichtbaren Einzeller-Kolonien hat innerhalb der drei Beobachtungsjahre von 11% auf 3% abgenommen. Dieser Trend verlief über die drei Jahre stetig (Abb. 11). Starker Bewuchs trat nie auf.

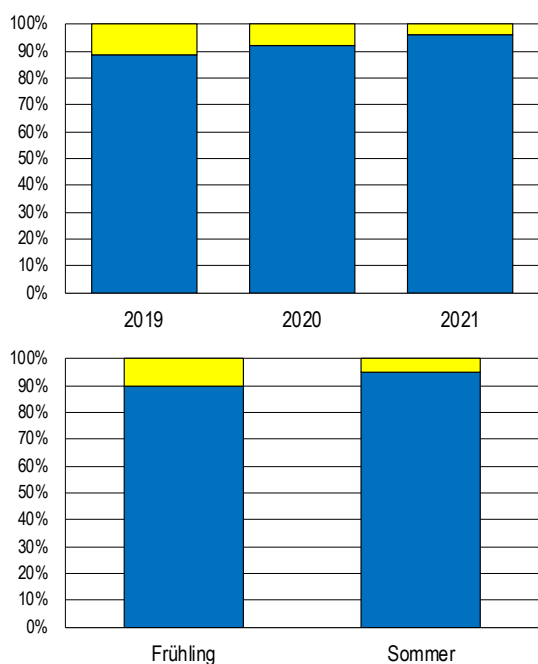


Abb. 11: Zeitliche Entwicklung (oben) und saisonaler Vergleich (unten) bezüglich der Häufigkeit von heterotrophem Bewuchs an den 13 NAWA-MV-Stellen.

Sichtbarer heterotropher Bewuchs ist an den 13 Gewässern im Frühjahr häufiger. Dies mag damit zusammenhängen, dass im Winterhalbjahr infolge des Zerfalls von Gras, Blättern vermehrt organische Stoffe in gelöster und partikulärer Form anfallen. Zudem herrschte in dieser Jahreszeit häufiger Niederwasserabfluss, wodurch die Verdünnung der organisch abbaubaren Stoffe geringer ist.

4.3 Übersicht SPEAR und IBCH

Für eine Übersicht sind die für jede Stelle berechneten 6-8 Indexwerte gemittelt worden. Die Ergebnisse zeigen somit eine durchschnittliche, über drei Jahre herrschende Zustandsklasse. An einigen Stellen hat sich der Zustand innerhalb der Erhebungsperiode eindeutig verbessert oder verschlechtert. Darauf wird in Kapitel 4.5 näher eingegangen.

4.3.1 SPEAR-Index

Bei allen 13 NAWA-MV-Stellen liegt ein Verdacht auf Pestizidbelastung vor. Gemäss dem SPEAR-Index ist der Zustand bei 7 Gewässern «mässig» und bei 6 Gewässern «unbefriedigend» (Abb. 12). Am besten schneidet die Stelle an der Erveratte (CH-141-JU) ab und am schlechtesten die beiden Stellen am Canal d'Uvrier (CH-152-VS) und Eschelisbach (CH-147-TG). Bei den letzten beiden Stellen rutscht der SPEAR-Index zeitweise in die Zustandsklasse «schlecht». Von den 98 genommenen Proben sind nur zwei im grünen Bereich (Zustandsklasse «gut»).

4.3.2 IBCH-Werte

Im Vergleich zum SPEAR-Index verschieben sich die IBCH-Werte um rund eine Zustandsklasse nach oben. Von den 13 Gewässern weisen 5 die Zustandsklasse «gut», 7 die Zustandsklasse «mässig» und ein Gewässer die Klasse «unbefriedigend» auf (Abb. 13). Bezogen auf die Einzelproben bewegen sich der IBCH und die Diversitätsklasse (DK) über drei Zustandsklassen («unbefriedigend» bis «gut»). Das Indikationsgewicht (IG) streut sogar über alle fünf Klassen von «schlecht» bis «sehr gut».

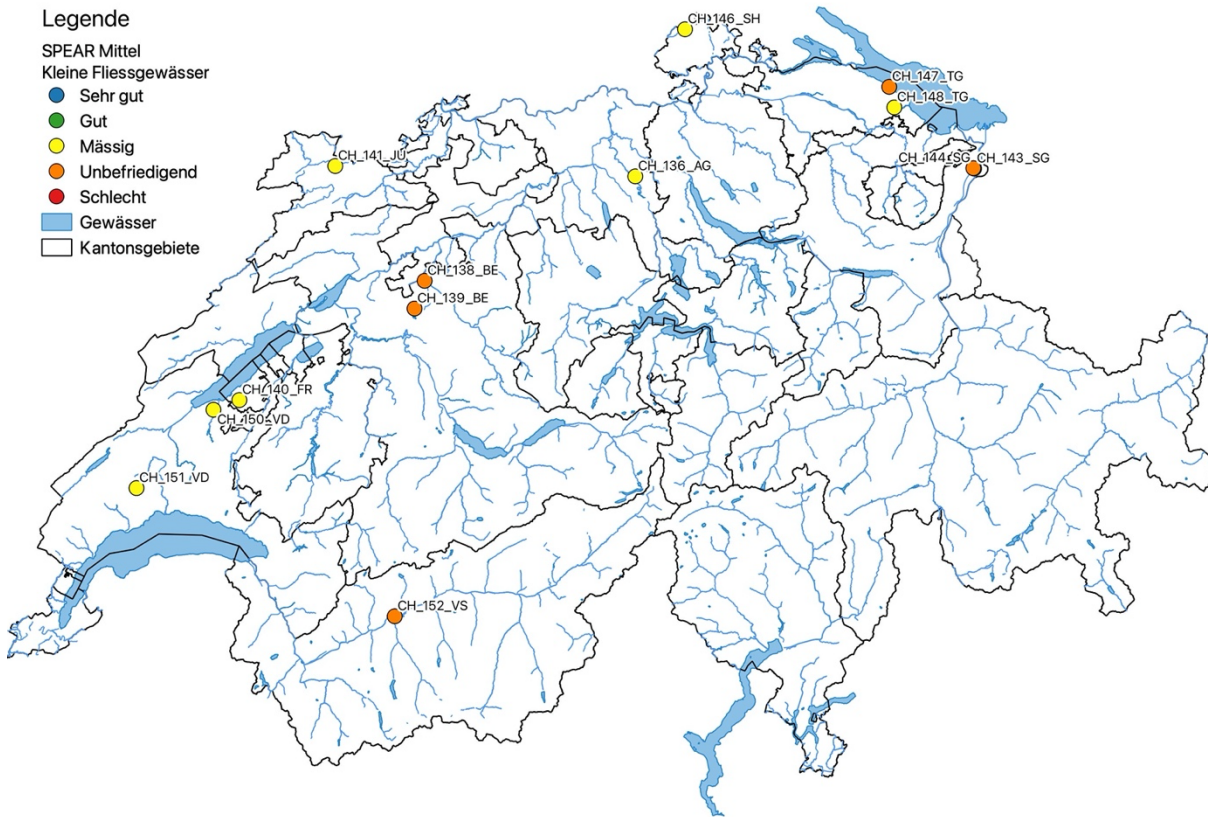


Abb. 12: Durchschnittswerte der SPEAR-Indizes (6-8 Proben) an den 13 NAWA-MV-Stellen.

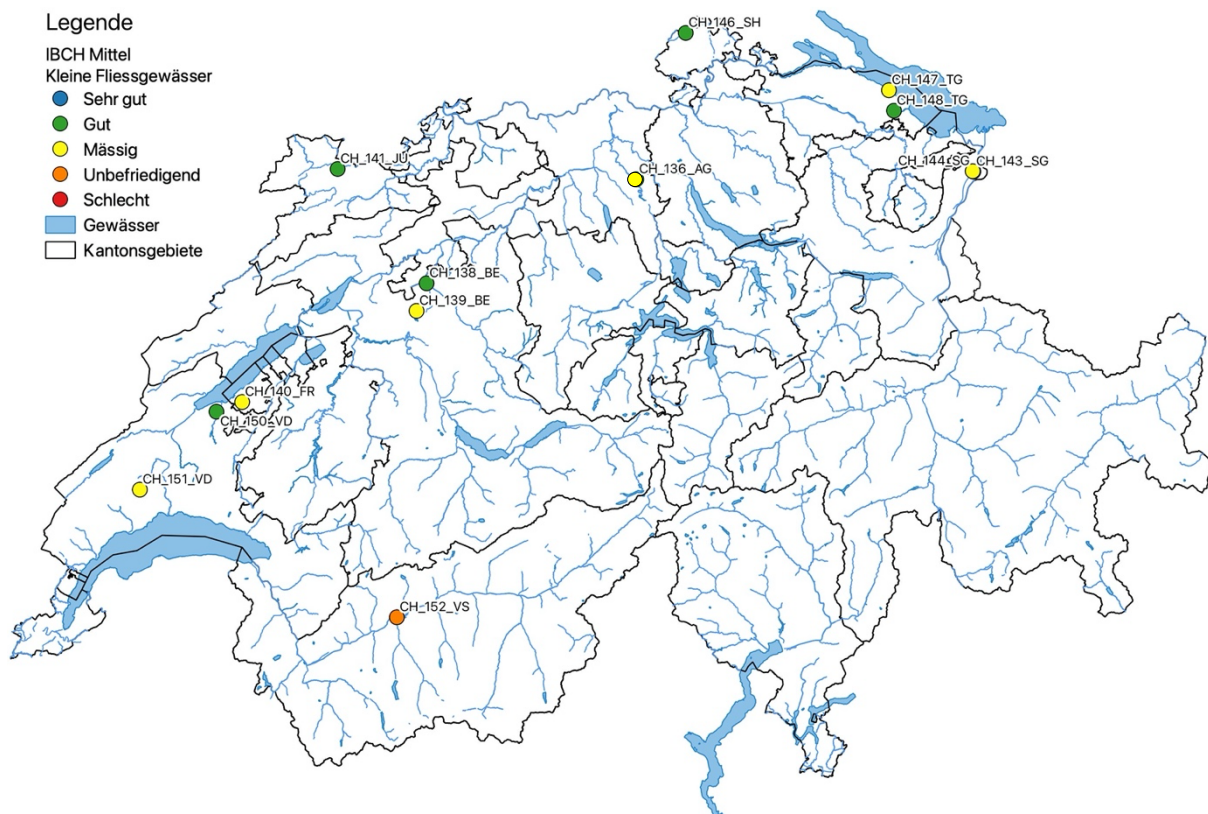


Abb. 13: Mittlere Frühlingswerte des IBCH (3-4 Proben) an den 13 NAWA-MV-Stellen.

4.4 Referenzierung der Frühling-Sommer Differenz

Phänologische und andere, nicht pestizidinduzierte Faktoren lassen erwarten, dass sich die MZB-Gemeinschaften von Frühling und Sommer auch ohne Pestizideinfluss unterscheiden. Mit 18 Datensätzen von 15 Referenzstellen wurde diese saisonale Differenz anhand der Kenngrößen Familien-Taxa, EPT-Arten, Abundanz und deren Auswirkungen auf den SPEAR-Index abgeschätzt. Die ermittelten Differenzen werden später von den saisonalen Differenzen an den NAWA-MV-Stellen abgezogen um allfällige Effekte des Pestizideinsatzes im Einzugsgebiet der Stellen erkennen oder abschätzen zu können.

Insgesamt zeigt sich, dass bei allen vier Kenngrößen die Mittelwerte und Mediane der Sommerproben tiefer sind als im Frühling. Die Differenzen sind statistisch zwar nicht signifikant, zeigen aber eine einheitliche Tendenz. Dabei sind die Differenzen bei den Referenzstellen im Jura/Mittelland tendenziell grösser als bei den Referenzstellen im Alpenraum. Auch dieser Unterschied ist statistisch ($p=0.05$) nicht signifikant.

4.4.1 Differenz SPEAR-Index

Bezogen auf das gesamte Referenznetz ist der Frühlingsmittelwert des SPEAR-Index um 2.34 und der Median um 3.56 Einheiten besser als im Sommer (Tab. 3 und Abb. 14). Das 95%-Vertrauensintervall der Mittelwertdifferenz liegt bei 12.83. Dies entspricht ungefähr dem Bereich einer Güteklasse.

Bei den Referenzproben des Jura/Mittellandes sind sowohl die Mittelwerte als auch die Mediane tiefer. Die Differenzen zwischen den Frühlings- und Sommerwerten sind mit 3.94 (Mittelwerte) und 4.95 (Mediane) etwas grösser.

Alle	Frühling	Sommer	Differenz
Mittelwerte	38.34	36.00	2.34
Median	37.36	33.80	3.56
Min	27.93	19.68	8.24
Max	59.12	58.08	1.04

Jura/Mittell.	Frühling	Sommer	Differenz
Mittelwerte	35.08	31.14	3.94
Median	34.73	29.78	4.95
Min	27.93	19.68	8.24
Max	43.25	44.97	-1.72

Tab. 3: Statistische Kennwerte des SPEAR-Index von allen Referenzproben (oben) und der Proben von Jura und Mittelland (unten).

Bei den voralpinen und alpinen Stellen sind die saisonalen Differenzen klein. Die Mittelwerte

unterscheiden sich um 0.34, die Mediane um -1.55. Der negative Wert bedeutet einen besseren SPEAR-Wert im Sommer.

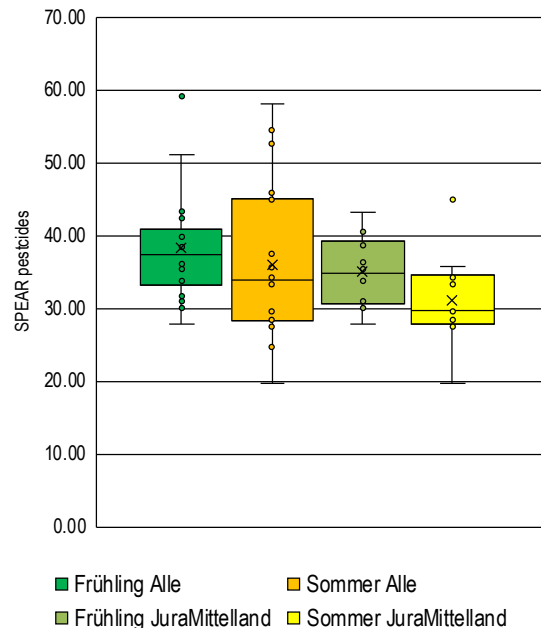


Abb. 14: Verteilung der SPEAR-Indexwerte aller Referenzproben ($n=18$) und der Referenzproben des Jura/Mittellandes ($n=10$) im Frühling und Sommer.

4.4.2 Differenz Familien-Taxa

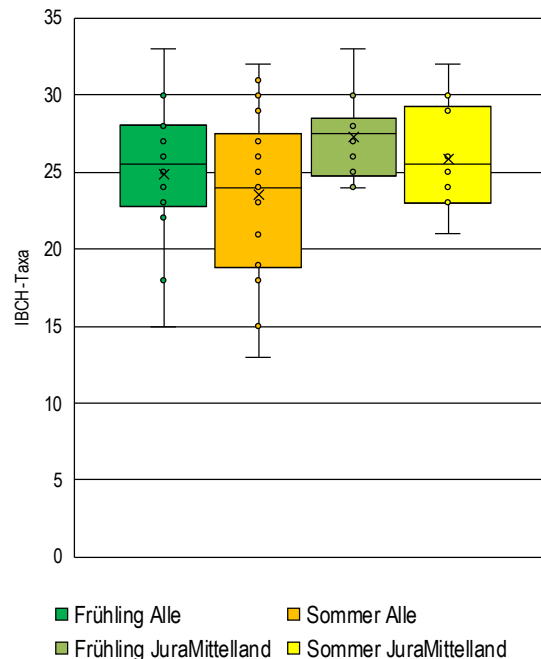


Abb. 15: Verteilung der Familien-Taxazahlen aller Referenzproben ($n=18$) und der Referenzproben des Jura/Mittellandes ($n=10$) im Frühling und Sommer.

Der Mittelwert und Median der Familien-Taxa ist für alle Referenzproben im Sommer um 1.28 bzw. 1.5 Taxa tiefer als im Frühling (Tab. 4 und Abb. 15). Das 95%-Vertrauensintervall der Mittelwertdifferenz

beträgt 6.78 Taxa. Nimmt man nur die Referenzdatensätze (n=10) aus Jura und Mittelland so ist der Mittelwert im Frühling um 1.40 und der Median um 2.00 Taxa höher als im Sommer (Tab. 4).

Alle	Frühling	Sommer	Differenz
Mittelwerte	24.83	23.56	1.28
Median	25.50	24.00	1.50
Min	15.00	13.00	2.00
Max	33.00	32.00	1.00

Jura/Mittell.	Frühling	Sommer	Differenz
Mittelwerte	27.30	25.90	1.40
Median	27.50	25.50	2.00
Min	24.00	21.00	3.00
Max	33.00	32.00	1.00

Tab. 4: Statistische Kennwerte der Familien-Taxa von allen Referenzproben (oben) und der Proben von Jura und Mittelland (unten).

4.4.3 Differenz in den Abundanzen

Auch die Abundanzen der Frühlingsproben sind sowohl im gesamten Referenznetz als auch in den Jura/Mittelland Proben tendenziell höher als im Sommer. Die Spannweite der Frühlingsproben ist bezogen auf das gesamte Referenznetz grösser. Nimmt man nur die Proben des Jura/Mittellandes ist die Spannweite im Frühling kleiner (Abb. 16).

Die beiden Mediane liegen bei der Gesamtheit der Referenzproben nahe beieinander (Differenz 83 Individuen), dagegen weichen die Mittelwerte mit einer Differenz von 436 Individuen erheblich voneinander ab (Tab. 5). Das 95%-Vertrauensintervall der Mittelwertdifferenz liegt bei 1293 Individuen. Im reduzierten Referenznetz des Jura/Mittellandes unterscheiden sich sowohl die Mediane (317 Individuen) als auch die Mittelwerte (566 Individuen) deutlich.

Alle	Frühling	Sommer	Differenz
Mittelwerte	1477	1041	436
Median	1036	953	83
Min	104	199	-95
Max	5004	3038	1966

Jura/Mittell.	Frühling	Sommer	Differenz
Mittelwerte	1742	1176	566
Median	1329	1012	317
Min	922	296	626
Max	5004	3038	1966

Tab. 5: Statistische Kennwerte der Abundanzen von allen Referenzproben (oben) und der Proben von Jura und Mittelland (unten).

Über das gesamte Referenznetz gesehen sind die Abundanzen der EPT im Frühling bezüglich des Mittelwertes um Faktor 1.5 und des Medians um Faktor 2 höher als im Sommer. Die Differenzen unterscheiden sich mit 181 (Mittelwerte) und 253 (Mediane) jedoch kaum. Bei den Ephemeroptera sind zwei

Tendenzen zu beobachten. Rund die Hälfte der Referenzstellen weist deutlich höhere Sommer-Abundanzen auf während bei der anderen Hälfte klar mehr Individuen im Frühling vorkommen. Die Abundanzen der Plecoptera sind einheitlich im Frühling höher. Auch die Trichoptera zeigen ähnlich wie die Ephemeroptera ein uneinheitliches Bild.

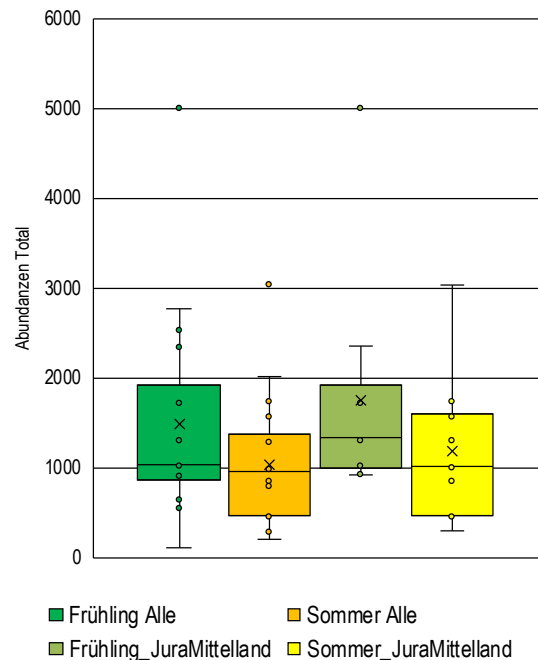


Abb. 16: Verteilung der Abundanzwerte aller Referenzproben (n=18) und der Referenzproben des Jura/Mittellandes (n=10) im Frühling und Sommer.

In den beiden biogeografischen Räumen Jura/Mittelland und voralpiner/alpiner Raum verhalten sich die Abundanzen bezüglich der Saisonalität unterschiedlich. Mittelwert und Median sind an den Referenzstellen des Jura und Mittellandes im Frühling rund einen Drittel höher als im Sommer. Im voralpinen/alpinen Raum ist der Mittelwert im Frühling ebenfalls rund ein Drittel höher, der Median jedoch leicht tiefer als im Sommer.

4.4.4 Differenz EPT-Arten

Grössere Frühlings-Sommergefälle bestehen bei der Anzahl Arten und Artenkomplexe der EPT. Der Mittelwert aller Proben ist im Frühling um 3.9 und der Median um 5 Arten höher als im Sommer (Abb. 17). Das entsprechende 95%-Vertrauensintervall der Mittelwertdifferenz liegt bei 7.39 Taxa.

Die Referenzproben des Jura/Mittellandes unterscheiden sich saisonal im Mittelwert um 3.80 und beim Median um 5.5 Arten und Artenkomplexe (Tab. 6). Mittelwerte und Mediane der Proben aus dem Jura/Mittelland unterscheiden sich kaum von

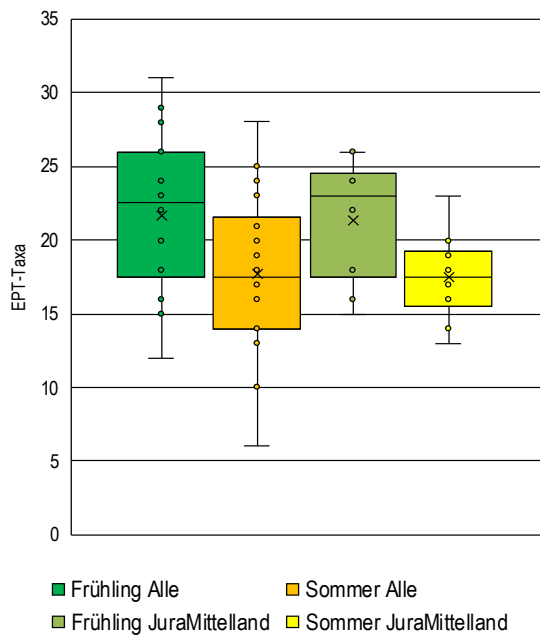


Abb. 17: Verteilung der Anzahl EPT-Arten und Artenkomplexe aller Referenzproben (n=18) und der Referenzproben des Jura/Mittellandes (n=10) im Fröhling und Sommer.

denen aller Referenzproben. Hingegen ist der Streu-Bereich der Taxazahlen bei der Gesamtheit der Referenzproben wesentlich grösser. Erklären lässt sich dies mit dem Einbezug zahlreicherer EPT Arten-Verbreitungsareale beim vollständigen Referenznetz.

Alle	Fröhling	Sommer	Differenz
Mittelwerte	21.61	17.72	3.89
Median	22.50	17.50	5.00
Min	12.00	6.00	6.00
Max	31.00	28.00	3.00

Jura/Mittell.	Fröhling	Sommer	Differenz
Mittelwerte	21.30	17.50	3.80
Median	23.00	17.50	5.50
Min	15.00	13.00	2.00
Max	26.00	23.00	3.00

Tab. 6: Statistische Kennwerte der EPT-Arten und Artenkomplexe von allen Referenzproben (oben) und der Proben von Jura und Mittelland (unten).

Bei den EPT-Familien liegt die Mittelwertdifferenz aller Referenzproben bei 1.33 und die Mediandifferenz bei 2 IBCH-Taxa. Dies bei einem 95%-Vertrauensintervall des Mittelwertes von 3.13.

Differenziert man zwischen den verschiedenen Ordnungen, so findet man im Sommer tendenziell mehr Ephemeroptera-Arten. Plecoptera-Arten und Trichoptera-Arten treten im Fröhling häufiger auf, wobei der Unterschied bei den Trichoptera geringer ist.

Die tendenziell höheren Fröhlingwerte bei den Familien-Taxa, Abundanzen und EPT-Arten wirken sich gleichermaßen auch auf den SPEAR-Index aus.

4.4.5 Referenzwerte für die saisonalen Differenzen in pestizidfreien Einzugsgebieten

Alle biologischen Kenngrößen und Indizes zeigen bei den als pestizidfrei angenommenen Referenzstellen statistisch ein Gefälle zwischen den Fröhling- und Sommerproben. Die Gründe für die tieferen Sommerwerte liegen folglich nicht in der Pestizidbelastung, sondern bei anderen, z. B. phänologischen Ursachen. Um bei den NAWA-MV-Stellen einen Effekt des intensiven Pestizideinsatzes zwischen Fröhling und Sommer erkennen zu können, müssen die «natürlichen» Einflüsse berücksichtigt werden. Verdacht auf kurzzeitige toxische Wirkungen durch Pestizide bestehen dann, wenn die Differenzen der Kennwerte, insbesondere des SPEAR-Index, deutlich grösser sind als die mittleren Fröhling-Sommer Differenzen der Referenzstellen.

Indizes Parameter	Statistik	Alle	95%-Vertrauensbereich	Jura Mittelland	Voralpin alpin
SPEAR	Mittelwert	2.34	12.83	3.94	0.34
	Median	3.56		4.95	-1.55
Familien-Taxa	Mittelwert	1.28	6.77	1.40	1.13
	Median	1.50		2.00	4.00
EPT-Arten	Mittelwert	3.89	7.39	3.80	4.00
	Median	5.00		5.50	3.00
Abundanz total	Mittelwert	436	1239	566	273
	Median	83		316.5	-48.5
EPT-Abundanz	Mittelwert	181.	630	336	-11
	Median	253		314.5	-159

Tab. 7: Fröhling-Sommer Differenzen der Mittelwerte und Mediane verschiedener biologischer Kennwerte von allen Referenzstellen und denen des Jura/Mittellandes.

Die aus der Analyse der Referenzstellen abgeleiteten mittleren Differenz- oder Korrekturwerte sind in Tab. 7 gezeigt. Als Referenzniveau des SPEAR-Index wurde das von den Stellen des Jura/Mittellandes genommen, da dieses doch merklich tiefer liegt als beim Total der Referenzproben. Die Unterschiede zwischen den beiden biogeografischen Räumen sind bei allen Kennwerten nicht signifikant (p=0.05). Zusammen mit den Mittelwerten und Medianen der Referenzstellen werden die Differenzen der Kennwerte für die Abschätzung sowohl der langfristigen als auch saisonalen Effekte des Pestizideinsatzes in den Einzugsgebieten der NAWA-MV-Stellen verwendet. Saisonale Differenzen die grösser als der 95%-Vertrauensbereich der Mittelwertdifferenz sind, würden auf einen starken saisonalen Einfluss der ins Gewässer ausgeschwemmten Pestizide hinweisen.

4.5 NAWA-MV-Stellen

Im nachfolgenden Kapitel werden die Ergebnisse für die NAWA-MV-Stellen hinsichtlich des Unterschieds zu den Referenzgewässern als auch der Frühling-Sommer Differenz gezeigt. Weiter werden die zeitlichen Trends und der Einfluss der Nutzungsintensität in den Einzugsgebieten der NAWA-MV-Stellen analysiert.

4.5.1 SPEAR-Index

Die Mediane und Mittelwerte der SPEAR-Indizes liegen bei den NAWA-MV-Stellen deutlich unterhalb von denen der Referenzgewässer. Im Jura und Mittelland liegen die NAWA-MV-Stellen im Mittel rund 11.5 (Frühling) und 8 (Sommer) Indexwerte unterhalb denen der Referenzstellen (Abb. 18). Berücksichtigt man auch die alpinen Stellen, so betragen die Differenzen 15 bzw. 10 Indexwerte. Beide Mittelwerte der NAWA-MV-Stellen liegen nur knapp innerhalb der 95%-Vertrauensgrenze der Mittelwertdifferenz bei den Referenzgewässern. Die Differenzen der Mittelwerte zwischen Frühling-Sommer ist bei den Jura-Mittelland Stellen und dem Stellenpool unter Einbezug der alpinen Gebiete mit rund 2 SPEAR-Einheiten identisch. Wenn auch auf einem tieferen Niveau, ist die saisonale Mittelwert-Differenz bei den NAWA-MV-Stellen nicht grösser als der «natürliche» Unterschied bei den Referenzgewässern.

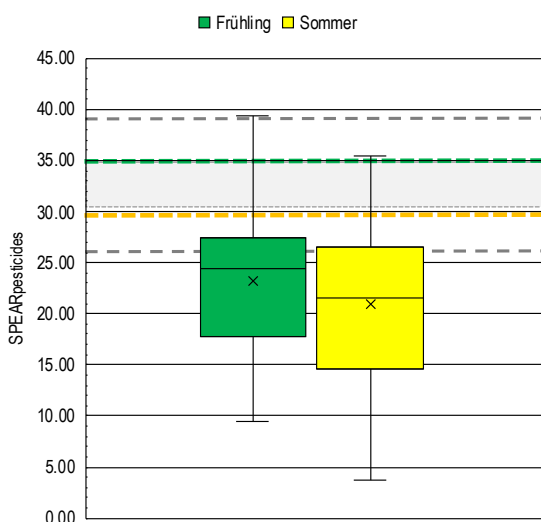


Abb. 18: Verteilung der Frühlings- (grün) und Sommerwerte (gelb) des SPEAR-Index an den NAWA-MV-Stellen im Jura und Mittelland (n=10). Die grün und gelb gestrichelten Linien markieren die saisonalen Mediane der Referenzgewässer. Der graue Balken zeigt deren Mittelwertdifferenz und die grauen gestrichelten Linien die 95%-Vertrauensgrenzen der Mittelwertdifferenz der Referenzgewässer.

Aus diesen Befunden lässt sich schliessen, dass die Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos an den NAWA-MV-Stellen durch Pestizide nachhaltig beeinträchtigt werden. Dagegen zeigt die saisonal unterschiedliche Pestizidbelastung keine kurzfristige Wirkung auf das Makrozoobenthos. Oder anders gesagt, ein Erholungseffekt zwischen Herbst und Frühling ist insgesamt nicht erkennbar.

Zeitlicher Verlauf

Der zeitliche Verlauf des SPEAR-Index ist grafisch für jede einzelne Stelle im Anhang F dargestellt.

Stelle	Regr. Gleichung	Best. Mass
CH_136_AG	$y = -0.0016x + 92.954$	$R^2 = 0.1131$
CH_138_BE	$y = -0.0057x + 259.75$	$R^2 = 0.4382$
CH_139_BE	$y = 0.0014x - 44.304$	$R^2 = 0.0325$
CH_140_FR	$y = 0.0019x - 54.974$	$R^2 = 0.0421$
CH_141_JU	$y = 0.0019x - 54.974$	$R^2 = 0.0421$
CH_143_SG	$y = -0.0021x + 103.32$	$R^2 = 0.1208$
CH_144_SG	$y = -0.0015x + 85.012$	$R^2 = 0.0757$
CH_146_SH	$y = 0.0007x - 4.7054$	$R^2 = 0.003$
CH_147_TG	$y = 0.0045x - 173.68$	$R^2 = 0.4148$
CH_148_TG	$y = -0.0026x + 140.17$	$R^2 = 0.1971$
CH_150_VD	$y = 0.0185x - 759$	$R^2 = 0.6639$
CH_151_VD	$y = -0.0036x + 184.3$	$R^2 = 0.1301$
CH_152_VS	$y = 0.0013x - 36.784$	$R^2 = 0.0073$
Alle Stellen	$y = 0.0021x - 66.483$	$R^2 = 0.0226$

Tab. 8: Zeitliche Trends und Bestimmtheitsmasse des SPEAR-Index an den 13 Stellen der NAWA-MV-Stellen. Grün sind Stellen mit eindeutig positiven und rot solche mit eindeutig negativen Trends.

Von den 13 Stellen zeigten über die gesamte Beobachtungsperiode die Stelle CH_138_BE (Chrümmlisbach) einen eindeutig negativen und die beiden Stellen CH_147_TG (Eschelisbach) und CH_150_VD (Ruisseau GI) klar positive Trends (Tab. 8). Bei allen anderen Stellen sind die Verläufe unter Berücksichtigung grosser statistischer Unsicherheiten schwach positiv, schwach negativ oder insgesamt gleichbleibend.

Beim Chrümmlisbach (CH_138_BE), Eschelisbach (CH_147_TG) und Zapfenbach (CH_143_SG) zeigt sich ein saisonal getakteter Verlauf mit relativ grossen Ausschlägen (Abb. 19). Hier besteht der Verdacht, dass die im Einzugsgebiet zwischen April und Juli ausgebrachten Pestizide auch kurzfristig eine negative Wirkung auf das Makrozoobenthos ausüben. Dieses scheint sich bis im folgenden Frühling zu einem gewissen Grad zu erholen. Bei allen drei Gewässern ist ein analoges Muster auch an den Artenzahlen und Abundanzen der EPT zu erkennen.

Abb. 19

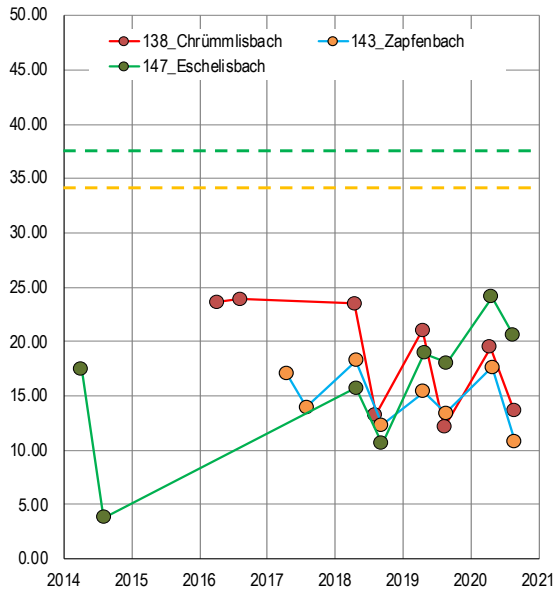


Abb. 19: Saisonaler «Sägeblattverlauf» des SPEAR-Index an den Stellen Chrümmisbach, Zapfenbach und Eschelisbach. Die grün und gelb gestrichelten Linien markieren die saisonalen Mediane der Referenzgewässer.

Nutzungseinfluss

Der prozentuale Anteil der intensiv genutzten Fläche im Einzugsgebiet einer Stelle bestimmt in hohem Masse den SPEAR-Index. Als intensiv genutzte Fläche wurde die Summe aus Siedlungsfläche, Ackerfläche, Obstbaugelände und Rebkulturen genommen. Die Trendlinien der Frühlings- und Sommerwerte verlaufen fast parallel. Die Differenz beträgt am oberen Ende 3 und am unteren 2 Einheiten des SPEAR-Index (Abb. 20). Dies bestärkt die Annahme, dass die aus den Referenzgewässern abgeleiteten Frühlings-Sommerdifferenzen von 2-3 Indexeinheiten auch über einen breiten Bereich der Flächen-Nutzungsanteile ihre Gültigkeit haben.

Insgesamt zeigen die SPEAR-Werte über den gesamten Flächen-Nutzungsbereich erhebliche Streuungen. Da anders als bei den übrigen NAWA-Trend Stellen weder Seen vorhanden sind noch Abwasserleitungen bestehen, müssen die Streuungen durch andere Einflussfaktoren entstehen.

Zunächst ist an dieser Stelle nochmals darauf hinzuweisen, dass die Pestizidfreiheit der Referenzgewässer allein auf Annahmen beruhen, die aus den GIS-Daten abgeleitet wurden und nicht auf Ergebnissen chemischer Analysen. Weiter zu untersuchen wären die Intensität der Pestizidanwendungen in den Einzugsgebieten (Menge pro Fläche), die Toxizität der eingesetzten Stoffe sowie deren K_{OW} -Wert. Der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ist ein

Mass für die Verteilung von organischen Pestiziden zwischen der wässrigen und organischen Fraktion (Schlamm, organische Oberflächen usw.) im Gewässer. Je nach Ernährungstyp und Präferenz für die in einem Gewässer vorkommenden Mikrohabitate, sind Makroinvertebraten stärker der wässrigen oder der organischen Phase ausgesetzt.

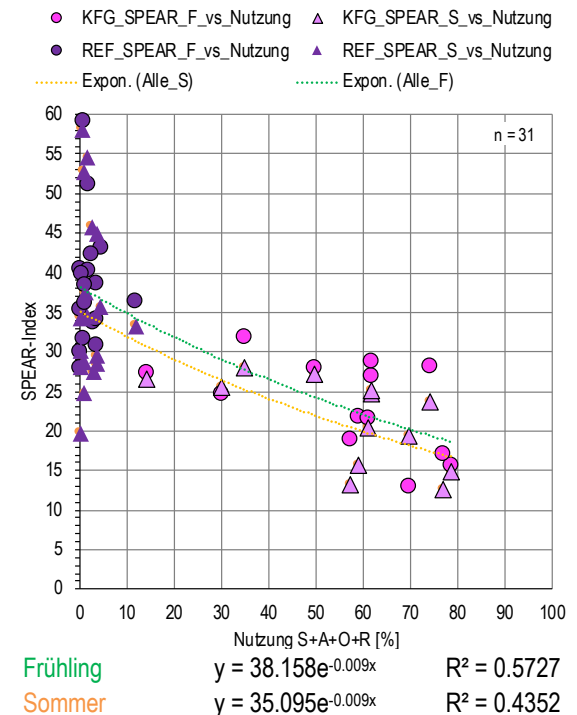


Abb. 20: Abhängigkeit des SPEAR-Index vom Anteil intensiv genutzter Flächen in den Einzugsgebieten der Referenzgewässer und NAWA-MV-Stellen. Regressionsfunktionen der beiden Trendlinien.

4.5.2 Familien-Taxa

Die mittlere Zahl der Familien-Taxa ist in den Frühlings- und Sommerproben der NAWA-MV-Stellen mit rund 26 Taxa pro Stelle praktisch identisch (Abb. 21). Dies gilt auch für die Verteilung und Spannweite der Taxazahlen. Auch sind die Abweichungen von den Taxazahlen der Referenzstellen mit 2.5 (Frühlingsproben) und 1 (Sommerproben) relativ gering (grün und gelb gestrichelte Linien in Abb. 21). Wie der Unterschied beim SPEAR-Index gezeigt hat, kann man aber nicht von identischen Lebensgemeinschaften ausgehen. Innerhalb dieser findet offensichtlich eine Verschiebung von empfindlichen bei den Referenzstellen zu weniger empfindlichen an den NAWA-MV-Stellen statt. In geringerem Masse findet eine solche Veränderung des Taxaspektrums auch von den Frühlings- zu den Sommerproben statt (siehe auch Kapitel 4.6).

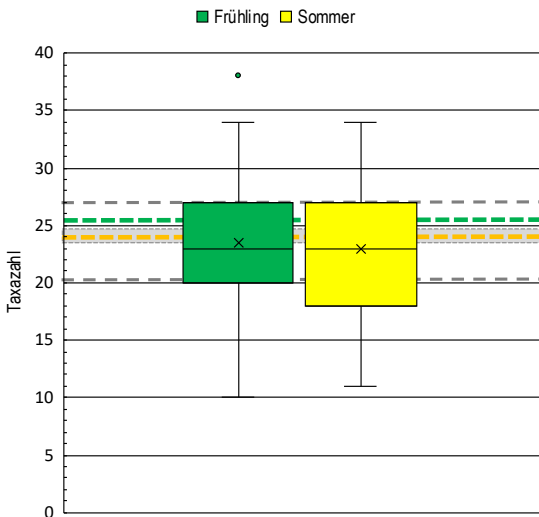


Abb. 21: Verteilung der Frühlings- (grün) und Sommerwerte (gelb) der Familien-Taxa an den NAWA-MV-Stellen (n=13). Die grün und gelb gestrichelten Linien markieren die saisonalen Mediane der Referenzgewässer. Der graue Balken zeigt deren Mittelwertdifferenz und die grauen gestrichelten Linien die 95%-Vertrauensgrenzen der Mittelwertdifferenz der Referenzgewässer.

Zeitlicher Verlauf

Stellenspezifische zeitliche Verläufe der Anzahl Familien-Taxa werden in Anhang F gezeigt.

Stelle	Regr. Gleichung	Best. Mass
CH_136_AG	$y = 0.0002x + 14.866$	$R^2 = 0.0025$
CH_138_BE	$y = 0.0024x - 77.826$	$R^2 = 0.2903$
CH_139_BE	$y = -0.0042x + 196.89$	$R^2 = 0.27$
CH_140_FR	$y = -0.0052x + 238.43$	$R^2 = 0.3146$
CH_141_JU	$y = -0.0046x + 225.79$	$R^2 = 0.27$
CH_143_SG	$y = -0.0071x + 326.75$	$R^2 = 0.6698$
CH_144_SG	$y = -0.0075x + 339.12$	$R^2 = 0.5506$
CH_146_SH	$y = 0.0026x - 81.27$	$R^2 = 0.0529$
CH_147_TG	$y = 0.0036x - 130.56$	$R^2 = 0.5794$
CH_148_TG	$y = -0.005x + 239.25$	$R^2 = 0.194$
CH_150_VD	$y = -0.0169x + 744.12$	$R^2 = 0.8221$
CH_151_VD	$y = -0.0024x + 122.96$	$R^2 = 0.0603$
CH_152_VS	$y = 0.0005x - 2.2688$	$R^2 = 0.0118$

Tab. 9: Zeitliche Trends und Bestimmtheitsmasse der Familien-Taxa an den 13 NAWA-MV-Stellen. Grün sind Stellen mit eindeutig positiven und rot solche mit eindeutig negativen Trends.

Bei den Stellen CH_143_SG (Zapfenbach), CH_144_SG (Mittlerer Seegraben) und CH_150_VD (Ruisseau GI) zeigen die Taxazahlen einen deutlich abnehmenden Trend (Tab. 9). Am stärksten war die Abnahme am Ruisseau GI von anfänglichen 32 Taxa auf 17 bei der letzten Erhebung im Sommer 2021. Stark zugenommen hat die Diversität an der Stelle CH_147_TG (Eschelisbach) von anfänglichen 10 auf

19 Familien-Taxa. Bei den übrigen Stellen sind die Trends statistisch nicht sehr bestimmt.

Nutzungseinfluss

Ein genereller Zusammenhang zwischen dem Anteil intensiv genutzter Fläche im Einzugsgebiet einer Probenahmestelle und der Anzahl Familien-Taxa konnte nicht nachgewiesen werden. Dies schliesst natürlich nicht aus, dass in einzelnen Fällen eine starke Belastung durch ausgeschwemmte Pestizide die Zahl der Familien-Taxa im Gewässer reduzieren kann.

4.5.3 Abundanzen total

Die in den NAWA-MV-Stellen vorkommenden Makroinvertebraten sind abundanter als die der Referenzstellen und zwar in den Frühlingsproben wie in den Sommerproben (Abb. 22). Bezogen auf den Median sind sie im Frühling fast doppelt so hoch und im Sommer 50% höher als bei den Referenzstellen. Ein Grund könnte sein, dass aus den landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten nicht nur Pestizide, sondern auch grosse Nährstoffmengen ausgeschwemmt werden und so die Gewässer insgesamt produktiver sind.

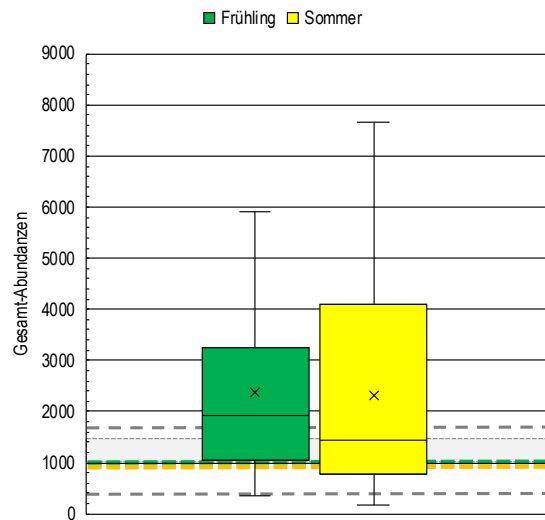


Abb. 22: Verteilung der Frühlings- (grün) und Sommerwerte (gelb) der Gesamt-Abundanzen an den NAWA-MV-Stellen (n=13). Die grün und gelb gestrichelten Linien markieren die saisonalen Mediane der Referenzgewässer. Der graue Balken zeigt deren Mittelwertdifferenz und die grauen gestrichelten Linien die 95%-Vertrauensgrenzen der Mittelwertdifferenz der Referenzgewässer.

Die Gesamt-Abundanz wird sowohl bei den Referenzstellen als auch bei den NAWA-MV-Stellen durch die 5 Taxa *Oligochaeta*, *Gammaridae*, *Baetidae*, *Chironomidae* und *Simuliidae* dominiert. Ihr Anteil beträgt bei den NAWA-MV-Stellen im

Frühling und Sommer gleichermaßen 82% der Gesamt-Abundanz. An den Referenzstellen sind es 63% (Frühling) und 59% (Sommer).

Zeitlicher Verlauf

Bezüglich der zeitlichen Verläufe der Abundanzen an den einzelnen Stellen wird an dieser Stelle wiederum auf Anhang F verwiesen.

Stelle	Regr. Gleichung	Best. Mass
CH_136_AG	$y = 0.1232x - 3788.1$	$R^2 = 0.0087$
CH_138_BE	$y = 2.4759x - 101989$	$R^2 = 0.6800$
CH_139_BE	$y = -1.0548x + 49312$	$R^2 = 0.0676$
CH_140_FR	$y = 1.3196x - 53387$	$R^2 = 0.1243$
CH_141_JU	$y = -1.4696x + 65834$	$R^2 = 0.3001$
CH_143_SG	$y = 0.9901x - 37790$	$R^2 = 0.0679$
CH_144_SG	$y = -2.4893x + 107612$	$R^2 = 0.4155$
CH_146_SH	$y = -2.3361x + 100860$	$R^2 = 0.3828$
CH_147_TG	$y = 0.2688x - 10593$	$R^2 = 0.5328$
CH_148_TG	$y = -2.2622x + 97883$	$R^2 = 0.3022$
CH_150_VD	$y = -1.8473x + 81481$	$R^2 = 0.3095$
CH_151_VD	$y = -0.2967x + 13656$	$R^2 = 0.1322$
CH_152_VS	$y = 0.3308x - 12675$	$R^2 = 0.0279$

Tab. 10: Zeitliche Trends und Bestimmtheitsmasse der Gesamt-Abundanz an den 13 NAWA-MV-Stellen. Grün sind Stellen mit eindeutig positiven und rot solche mit eindeutig negativen Trends.

Von den 13 Stellen weisen bezüglich der Abundanzen die Stellen CH_138_BE (Chrümmisbach) und CH_147_TG (Eschelisbach) eine trendmässig verlässliche Zunahme und die Stellen CH_144_SG (Mittlerer Seegraben) und CH_146_SH (Beggingerbach) eine Abnahme auf (Tab. 10) Bei allen anderen Stellen ist die Bestimmtheit der Trends zu unsicher.

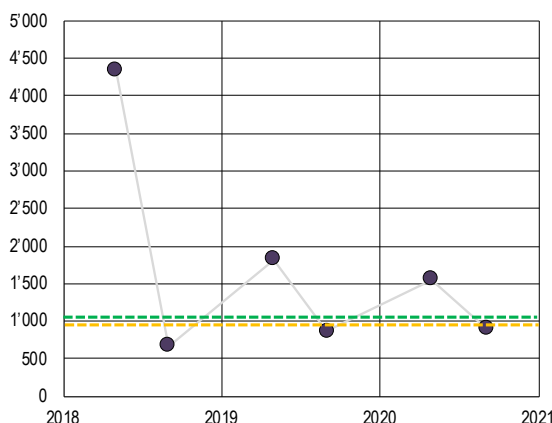


Abb. 23: Saisonaler «Sägeblattverlauf» der Gesamt-Abundanz an der Stelle Salmsacher Aach. Die grün und gelb gestrichelten Linien markieren die saisonalen Mediane der Referenzgewässer.

Die einzige Stelle an der die Gesamt-Abundanz einen saisonalen Verlauf zeigt liegt an der Salmsacher Aach. Dort sind die Sommerabundanzen immer

tiefer als im Frühling. Nach einem anfänglich rapiden Abfall in der Saison 2019 bewegten sich die Gesamt-Individuenzahlen um die Mediane der Referenzstellen (Abb. 23).

Nutzungseinfluss

Die Gesamt-Abundanz der Makroinvertebraten nimmt mit zunehmend grösserem Anteil der intensiv genutzten Flächen im Einzugsgebiet einer Stelle tendenziell zu. Dieser Trend ist sowohl bei den Frühlings- wie Sommerproben festzustellen, auch wenn die Trends auf einem relativ tiefen Bestimmtheitsniveau beruhen (Abb. 24). Die grossen Streuungen sind u.a. auch ein Produkt der kleinen Stichprobenzahl (Kicks) einer Stelle und der klumpen- oder fleckenhaften Individuenverteilung der Makroinvertebraten-Taxa. Dies bringt, was die Abundanzen an betrifft einen erheblichen Zufallsfaktor, in die Methodik der Probenahmen. So ist der Ausreisser bei den Referenzstellen zu 80% auf grosse Individuenzahlen der IBCH-Taxa Chironomidae und Baetidae zurückzuführen.

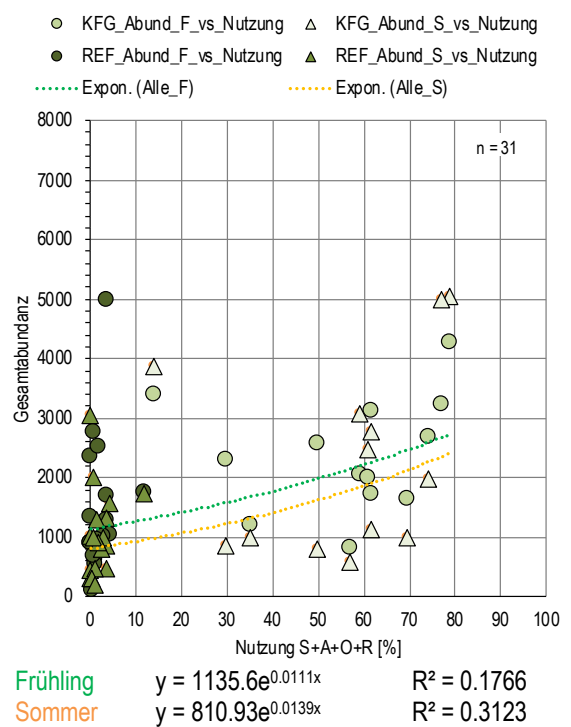


Abb. 24: Oben: Abhängigkeit der Gesamt-Abundanz vom Anteil intensiv genutzter Flächen in den Einzugsgebieten der Referenzgewässer und der NAWA-MV-Stellen. Unten: Regressionsfunktionen der beiden Trendlinien.

Die Differenz zwischen den Trendlinien beträgt an beiden Enden rund 300 Individuen. Die Differenz der Frühling- und Sommermediane der Referenzstellen ist mit ca. 100 Individuen geringer.

4.5.4 EPT-Arten und Artenkomplexe

Die Belastungen in den NAWA-MV-Stellen haben einen erheblichen Effekt auf die Lebensgemeinschaft des EPT-Makrozoobenthos. Die Mittelwerte und Mediane der Frühlings- und Sommerproben liegen deutlich unterhalb der entsprechenden Werte der Referenzgewässer (Abb. 25). Die untere Grenze des 95%-Vertrauensintervalls der Referenzmittelwerte wird dabei klar unterschritten. Der Unterschied zu den Referenzgewässern ist damit signifikant. Die saisonale Differenz der gemittelten Grössen ist bei den NAWA-MV-Stellen ähnlich gross wie bei den Referenzgewässern. Die Mediane unterscheiden sich um 3, die Mittelwerte um 3.5 EPT-Arten. Die analogen Grössen der Referenzgewässer sind 5 und 3 EPT-Taxa.

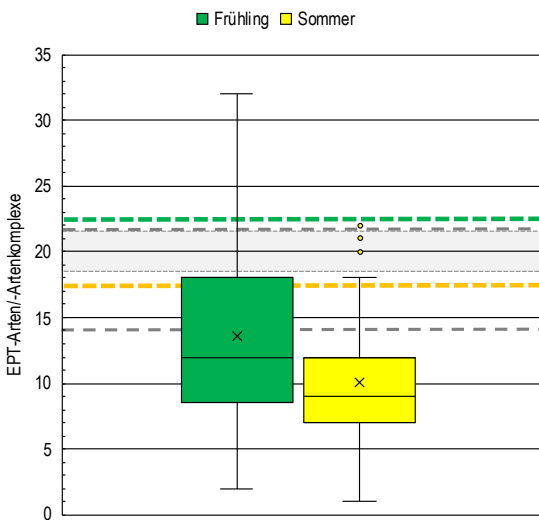


Abb. 25: Verteilung der Frühlings- (grün) und Sommerwerte (gelb) der EPT-Artenzahl an den NAWA-MV-Stellen (n=13). Die grün und gelb gestrichelten Linien markieren die saisonalen Mediane der Referenzgewässer. Der graue Balken zeigt deren Mittelwertdifferenz und die grauen gestrichelten Linien die 95%-Vertrauensgrenzen der Mittelwertdifferenz der Referenzgewässer.

Es zeigt sich somit bei der EPT-Artenzahl, dass die Frühlings-Sommer Unterschiede «natürlich» sind, und insgesamt keine saisonalen Effekte durch Pestizide abgeleitet werden können.

Zeitlicher Verlauf

Bezüglich des zeitlichen Verlaufes der EPT-Artenzahl an den einzelnen Stellen sei wiederum auf den Anhang F verwiesen. Von den 13 Stellen zeigen nur zwei Stellen eindeutige zeitliche Trends. An der Stelle CH_138_BE (Chrümmlisbach) ist die EPT-Artenzahl im Verlaufe der Erhebungen klar gesunken und an der Stelle CH_147_TG (Eschelisbach) eindeutig gestiegen (Tab. 11). An allen anderen Stellen ist

die Bestimmtheit der Trends zu unsicher um verlässliche Aussagen über die zeitliche Entwicklung machen zu können.

Stelle	Regr. Gleichung	Best. Mass
CH_136_AG	$y = 0.0002x + 2.7714$	$R^2 = 0.0015$
CH_138_BE	$y = -0.0039x + 176.06$	$R^2 = 0.4255$
CH_139_BE	$y = 0.0004x - 9.0441$	$R^2 = 0.009$
CH_140_FR	$y = -0.0016x + 77.999$	$R^2 = 0.0512$
CH_141_JU	$y = -0.0025x + 129.88$	$R^2 = 0.0523$
CH_143_SG	$y = -0.0021x + 100.07$	$R^2 = 0.2267$
CH_144_SG	$y = -0.0026x + 119.54$	$R^2 = 0.3501$
CH_146_SH	$y = 0.0008x - 19.377$	$R^2 = 0.0046$
CH_147_TG	$y = 0.0035x - 139.42$	$R^2 = 0.6591$
CH_148_TG	$y = -0.0046x + 211.87$	$R^2 = 0.2024$
CH_150_VD	$y = -0.0097x + 432.79$	$R^2 = 0.2708$
CH_151_VD	$y = 0.0002x + 3.1999$	$R^2 = 0.0004$
CH_152_VS	$y = 0.0014x - 55.443$	$R^2 = 0.1704$

Tab. 11: Zeitliche Trends und Bestimmtheitsmasse der EPT-Artenzahlen an den 13 Stellen der NAWA-MV-Stellen. Grün sind Stellen mit eindeutig positiven und rot solche mit eindeutig negativen Trends.

Die EPT-Artenzahlen zeigen an fünf Stellen eine typische saisonale Fluktuation, wobei innerhalb des gleichen Jahres der Frühlingswert immer höher ist als der Sommerwert (Abb. 26). Die betreffenden Stellen sind CH_138_BE (Chrümmlisbach), CH_139_BE (Ballmoosbach), CH_141_JU (Erveratte), CH_150_VD (Ruisseau GI) und CH_151_VD (Le Combagnou).

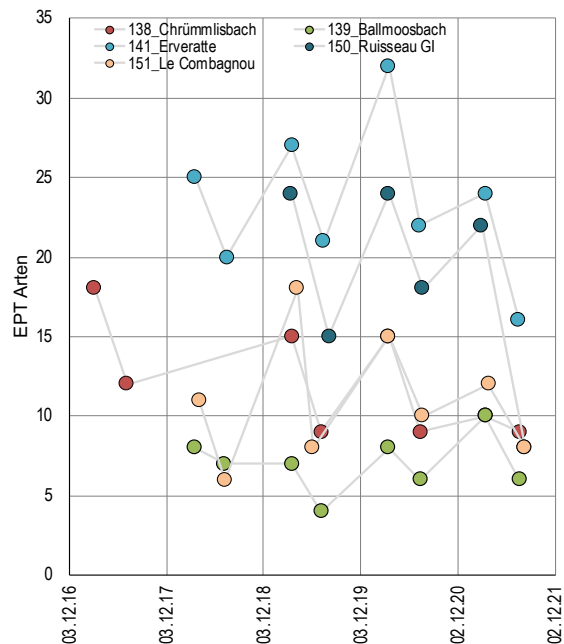


Abb. 26: Saisonaler «Sägeblattverlauf» der EPT-Artenzahlen an den Stellen Chrümmlisbach, Ballmoosbach, Erveratte, Ruisseau GI und Le Combagnou. Die grün und gelb gestrichelten Linien markieren die saisonalen Mediane der Referenzgewässer.

Die Fluktuationen überschreiten nur in 5 Fällen das 95%-Vertrauensintervall der Mittelwertdifferenzen von 6 EPT-Arten. Die maximale Differenz zwischen dem Frühling und Sommer 2021 beträgt 10 EPT-Arten (Ruisseau GI).

Nutzungseinfluss

Der Anteil der Flächen mit intensiver Nutzung ist bei den untersuchten Gewässern auch bestimmend für die Anzahl vorkommender EPT-Arten.

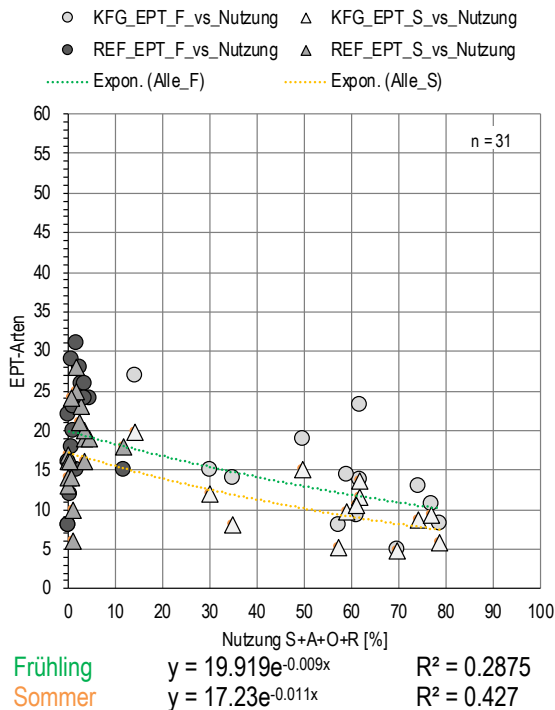


Abb. 27: Oben: Abhängigkeit der EPT-Artenzahl vom Anteil intensiv genutzter Flächen in den Einzugsgebieten der Referenzgewässer und der NAWA-MV-Stellen. Unten: Regressionsfunktionen der beiden Trendlinien.

Zwischen 0% und 80% intensiv genutzter Fläche im Einzugsgebiet der Probenahmestellen resultiert sowohl bei den Frühlingsproben wie auch bei den Sommerproben ein durchschnittlicher EPT-Artenverlust von 50% (Abb. 27). Die mittlere Artendifferenz zwischen Frühling und Sommer ist an den Referenzstellen wie auch an den NAWA-MV-Stellen gleich. Sie liegt bei rund 2.5 EPT-Arten.

4.5.5 Ergebnisübersicht

Bei allen vier Indikatoren sind die mittleren Differenzen zwischen den Referenzstellen und den NAWA-MV-Stellen erheblich grösser als die saisonalen Differenzen bei den Referenzstellen (Tab. 12). Beim SPEAR-Index und der Abundanz ist die Differenz noch knapp innerhalb des 95%-Vertrauensbereichs der Mittelwertdifferenz. Dies lässt den Schluss zu, dass die NAWA-MV-Stellen zum Teil in erheblichem Masse beeinträchtigt sind.

Die Differenzen zwischen den Frühlings- (F-F) und Sommerproben (S-S) beider Stellenpools sind ähnlich gross. Ein über die saisonalen Differenzen der Referenzstellen hinausgehender Kurzzeiteffekt ist bei den NAWA-MV-Stellen nicht ersichtlich.

Die grösseren Abundanzen an den NAWA-MV-Stellen können entweder mit einer höheren Produktivität oder veränderter Artenzusammensetzungen mit andern Fortpflanzungsstrategien erklärt werden.

Indizes Parameter	Statistik	Referenzstellen			NAWA-MV-Stellen			Differenz Ref – NAWA-MV		95%-Vertrauensbereich
		Frühling	Sommer	Differenz	Frühling	Sommer	Differenz	F-F	S-S	
SPEAR	Mittelwert	35.08	31.14	3.94	23.18	21.02	2.16	11.9	10.12	12.83
	Median	34.73	29.78	4.95	24.45	21.55	2.9	10.28	8.23	
Familien-Taxa	Mittelwert	27.3	25.9	1.4	23.49	22.92	0.57	3.81	2.98	6.77
	Median	27.5	25.5	2	23	23	0	4.5	2.5	
EPT-Arten	Mittelwert	21.3	17.5	3.8	13.59	10.1	3.49	7.71	7.4	7.39
	Median	23	17.5	5.5	12	9	3	11	8.5	
Abundanz total	Mittelwert	1742	1176	566	2379	2322	57	-637	-1146	1239
	Median	1329	1012	316.5	1930	1453	477	-601	-441	

Tab. 12: Zusammenfassender Vergleich der vier Kennwerte der Referenzstellen und der NAWA-MV-Stellen.

4.6 Taxaspezifische Effekte

Die in den Kapiteln 4.4 und 4.5 durch biologische Kenngrössen und Indikatoren festgestellten Effekte, werden in diesem Kapitel vertieft auf taxa-

spezifische Wirkungen analysiert. Zunächst galt es anhand der Daten der Referenzstellen zu klären, welche Taxa eindeutig phänologisch bedingt saisonale Differenzen im Vorkommen zeigen. Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse werden die

Taxaspektren auf mögliche saisonale Effekte und/oder Langzeiteffekte durch Pestizide geprüft.

Genauer angeschaut hat man alle MZB-Taxa auf Familienstufe («IBCH-Taxa») und die EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera) auf Stufe Arten und Artenkomplexe.

Die «IBCH-Taxa» wurden je in 3 Gruppen unterteilt:

- häufig vorkommende Taxa,
- pestizidsensitive Taxa
- pestizidtolerante Taxa

unterteilt und bezüglich ihres Vorkommens in den Proben der Referenzstellen und der Stellen in den NAWA-MV-Stellen verglichen. Die Probenzahlen sind jeweils auf die Gesamtprobenzahl (Frühling + Sommer) normiert um die Referenzgewässer und NAWA-MV-Stellen besser vergleichen zu können.

Die Gruppe der häufig vorkommenden Taxa enthält Generalisten die relativ anspruchslos bezüglich Habitat-Eigenschaften, Nahrungsangebot und Konkurrenz sind. Taxa auf Familien-Stufe wurden als häufig definiert, wenn sie mindestens in 80% der Proben vorkommen.

Der Fokus auf häufig vorkommende «anspruchsrarme» Taxa wurde aus der Überlegung gelegt, dass toxikologische Effekte am wenigsten durch andere Stressoren überlagert werden. Zudem sind unter den häufig vorkommenden Taxa auch pestizidsensitive vertreten.

Die pestizidsensitive Gruppe wird zuerst auf kurzzeitige, Pestizidbelastungen reagieren. Bei ihnen müssten saisonale Belastungsunterschiede am besten ersichtlich sein und sich in einem reduzierten Vorkommen bezogen auf die Sommer-Referenzstellen manifestieren.

Die pestizidtolerante Taxagruppe würde allenfalls Effekte zeigen, wenn im Gewässer eine Kombination von sehr hohen Konzentrationen und sehr toxischen Stoffen auftritt.

Als Massstab der Pestizidsensitivität wurde die von Liess entwickelte Sensitivitätsskala S mit einem Bereich zwischen – 2.09 und 0.38 genommen.

4.6.1 Saisonale, phänologisch bedingte Differenzen

Von den 49 an den Referenzstellen vorkommenden Familien-Taxa kommen die *Chloroperlidae* viermal,

die *Psychomyiidae* und die *Taenioptergidae* mindestens fünfmal öfter in den Frühlingsproben vor. Umgekehrt sind in den Sommerproben die *Ephemerellidae* viermal häufiger zu finden als in den Frühlingsproben. Die *Chloroperlidae* und *Tanyoptergidae* haben die grösste Empfindlichkeit S (0.38) gegenüber Pestiziden. Ihr Fehlen im Sommer ist folglich nicht a priori mit Pestizideinschwemmungen gleichzusetzen. Bei den übrigen Familien-Taxa sind aufgrund der Stellenzahl die Frühlings-Sommer Differenzen zu gering um sie phänologisch zu begründen.

4.6.2 Spezifische Effekte der Familien-Taxa

Untersucht wurde über die oben beschriebenen phänologischen Effekte hinaus, inwiefern einzelne Taxa durch gänzliche Abwesenheit oder eine deutliche geringere Vorkommenshäufigkeit (Anzahl Proben) auffallen. Auf Artstufe wurden Taxa der Referenzgewässer ausgeschlossen, deren Verbreitungsgebiet klar ausserhalb des Areals der NAWA-MV-Stellen liegt. Sie sind in den Abbildungen matt markiert.

Häufig vorkommende Familien-Taxa

In den Referenzgewässern treten 11 und in den NAWA-MV-Stellen 8 Familien-Taxa auf, die dem Kriterium häufig ($\geq 80\%$ der Proben) genügen (Abb. 28). Den Hauptunterschied machen die drei Familien *Nemouridae*, *Leuctridae* und *Heptagenidae* aus. Diese Taxa sind unter den häufig vorkommenden auch die sensitivsten gegenüber Pestiziden. Alle drei Taxa weisen bei den Referenzgewässern eine leichte Frühlings-Sommer Differenz auf. Diese ist bei den NAWA-MV-Stellen bei den *Heptagenidae* und *Nemouridae* grösser. Die normierten Vorkommenshäufigkeiten liegen deutlich tiefer (*Leuctridae* 0.11-0.14 bzw. *Nemouridae* 0.12-0.28). Die weniger empfindlichen *Heptagenidae* wurden in den NAWA-MV-Stellen sowohl im Frühling als auch im Sommer ebenfalls seltener gefunden (0.15-0.23) als in den Referenzgewässern. Bei diesen treten sie zu beiden saisonalen Zeitpunkten in fast allen Proben auf.

Ein weiteres, in fast allen Proben (Frühling und Sommer) der Referenzgewässer auftretendes, Familien-Taxon sind die *Limonidae/Pedicidae*. In den NAWA-MV-Stellen liegen sie knapp unterhalb der Häufigkeitsschwelle von 0.4. Zwischen Frühling und Sommer besteht nur eine geringe Vorkommensdifferenz. Die in den NAWA-MV-Stellen häufig vorkommenden *Sphaeridae* sind in den Referenzgewässern seltener anzutreffen. *Sphaeridae* weisen auf der S-

Skala gegenüber Pestiziden die grösste Toleranz auf (S=-2.09).

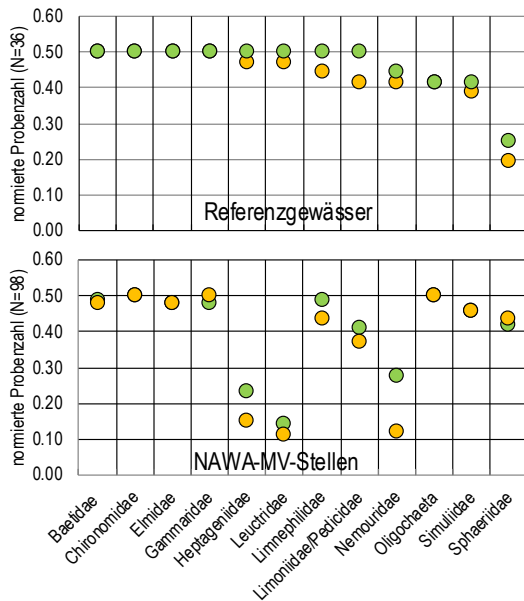


Abb. 28: Häufig vorkommende Familien-Taxa in den Proben der Referenzgewässer (oben) und der NAWA-MV-Stellen (unten). Grün Frühlingsvorkommen, gelb Sommervorkommen.

Empfindliche Familien-Taxa

Der Sensitivitätsbereich dieser Gruppe reicht von -0.06 bis 0.38. In den Referenzgewässern treten 23 und in den NAWA-MV-Stellen 17 sensitive Familien-Taxa auf. Die in den NAWA-MV-Stellen fehlenden Taxa (*Philopotamidae*, *Chloroperlidae*, *Capnidae*, *Perlidae*, *Phryganeidae*, *Brachycentridae*) sind auch in den Referenzgewässern nicht sehr häufig anzutreffen (Abb. 29). In den Referenzgewässern sind Taxa mit hoher Präsenz (>0.40) häufiger als in den NAWA-MV-Stellen. In beiden Probenpools ist die phänologische Frühlingspräferenz der *Taeniopterygidae*, *Psychomyiidae*, und etwas weniger ausgeprägt, der *Nemouridae* und *Leuctridae* ersichtlich. Wie schon teilweise bei den häufigen Taxa festgestellt, sind die empfindlichen Plecoptera *Taeniopterygidae*, *Leuctridae*, *Nemouridae*, *Perlodidae* in den NAWA-MV-Stellen bedeuten seltener zu finden. Dies gilt auch für die Trichoptera *Odontoceridae*. Insgesamt sind die meisten empfindlichen Taxa, die in beiden Probenpools vorkommen bei den NAWA-MV-Stellen seltener.

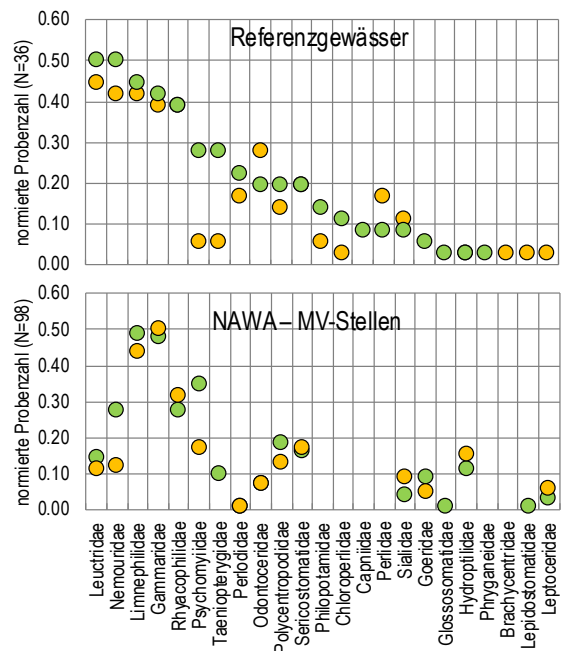


Abb. 29: Vorkommen empfindlicher Familien-Taxa in den Proben der Referenzgewässer (oben) und der NAWA-MV-Stellen (unten). Grün Frühlingsvorkommen, gelb Sommervorkommen.

Tolerante Familien-Taxa

Die toleranten Taxa sind im Sensitivitätsbereich zwischen -2.09 und -1.00 zusammengefasst. Im Probenpool der NAWA-MV-Stellen wurden 16 im Pool der Referenzgewässer nur 10 tolerante Taxa gefunden (Abb. 30).

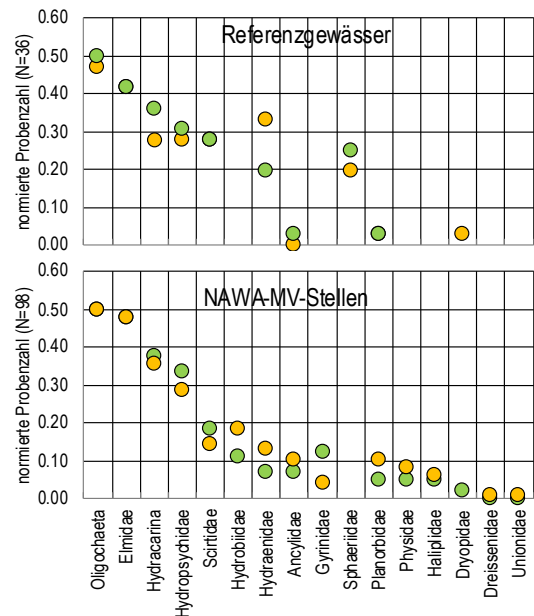


Abb. 30: Vorkommen toleranter Familien-Taxa in den Proben der Referenzgewässer (oben) und der NAWA-MV-Stellen (unten). Grün Frühlingsvorkommen, gelb Sommervorkommen.

Die grössere Verträglichkeit gegenüber Pestiziden scheint den toleranten Taxa in den NAWA-MV-Stellen einen Konkurrenzvorteil zu verschaffen. Dies gilt vor allem für die Gastropoda *Hydrobiidae*, *Physidae*, die Bivalvia *Dreissenidae*, *Unionidae* sowie die Coleoptera *Halplidae* und *Gyrinidae*. Insgesamt findet zwischen den Referenzgewässern und den NAWA-MV-Stellen eine Verschiebung von den sensitiven zu toleranten Taxa statt. Weitere Hinweise auf stärkere Pestizidbelastung liefern die *Scirtidae*, *Hydraenidae* und *Spaeridae*, die in den Proben der NAWA-MV-Stellen deutlich weniger oft vorkommen. Die *Hydraenidae* kommen in beiden Probenpools im Sommer öfter als im Frühling vor, was auf einen überlagerten phänologischen Effekt hinweist.

4.6.3 Spezifische Effekte auf Arten der EPT

Die Sensitivität unterscheidet sich deutlich zwischen den drei vorkommenden Ordnungen. Innerhalb der Ordnungen sind die Bereiche aber relativ eng. Am sensitivsten sind die Plecoptera ($S = 0.25$ bis 0.38), gefolgt von den Ephemeroptera ($S = -0.3$ bis 0.02) und den Trichoptera ($S = -1.03$ bis -0.06). Die engen Sensitivitätsbereiche erlaubten keine weitere Unterteilung nach Sensitivitätsgruppen.

Spezifische Effekte auf Ephemeroptera Arten

Frühling und Sommer zusammengenommen wurden an den Referenzstellen 39 und an den NAWA-MV Stellen 36 Ephemeroptera-Arten und Artenkomplexe gefunden. Bei den Referenzstellen sind 6 Arten, die eindeutig nur in den Zentralalpen oder Südalpen heimisch nicht gezählt worden. Auch die saisonalen Unterschiede sind mit einer Art (NAWA-MV-Stellen) und drei Arten (Referenzstellen) gering. Nur zwei Arten *Baetis rhodani* und *Alanites muticus* kommen an 80% der Referenzstellen vor, letztere Art auch nur in den Frühlingsproben. Während *B. rhodani* bei beiden Probenpools mit gleicher Präsenz auftrat, war *A. muticus* in den NAWA-MV-Stellen deutlich weniger präsent als in den Referenzstellen. Die Artenspektren unterscheiden sich nicht wesentlich. Von den sensibleren Arten (alles Baetidae) findet man an den NAWA-MV-Stellen 10 und an den Referenzstellen 8. *Baetis melanonyx* fehlt an den NAWA-MV-Stellen, dagegen sind an den Referenzstellen *Baetis pentapleobodes* und Arten des *Baetis fuscatus-Komplexes* an keiner Stelle präsent. *Baetis alpinus* kommt in den Referenzgewässern deutlich häufiger vor. Umgekehrt ist im Sommer *Baetis venus* an den NAWA-MV-Stellen präsenter (Abb. 31).

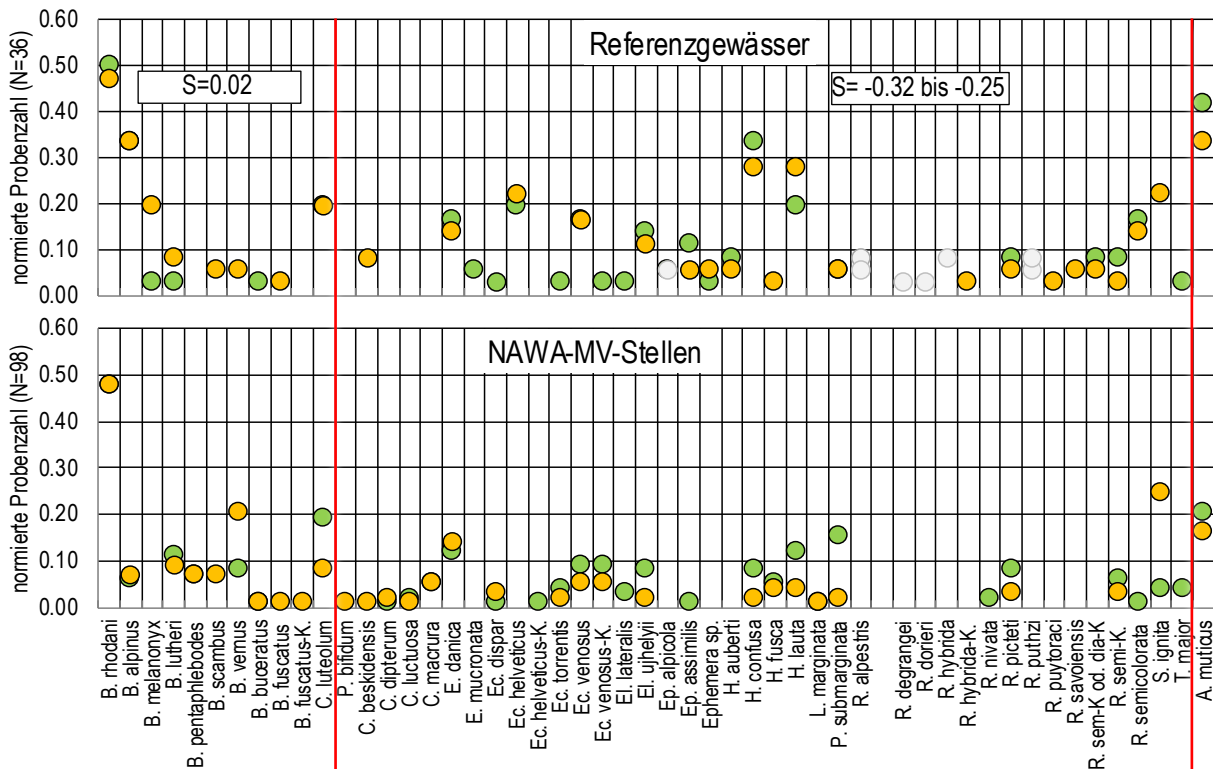


Abb. 31: Vorkommende Ephemeroptera Arten in den Proben der Referenzgewässer (oben) und der NAWA-MV-Stellen (unten). Grün Frühlingsvorkommen, gelb Sommervorkommen. Matt sind Taxa die im Jura/Mittelland natürlicherweise nicht vorkommen.

Die Artenspektren der weniger sensibleren Ephemeroptera-Arten sind mit 27 an den an den Referenzstellen und 26 an den NAWA-MV-Stellen praktisch gleich gross. Verglichen mit den Referenzstellen treten mehr Caenis Arten (*C. dipterum*, *C. luctuosa*, *C. macrura*) auf, dafür fehlen verschiedene Rhithrogena Arten (*R. puytoraci*, *R. savoiensis*, Arten des *R. semicolorata Komplexes*). Insgesamt kommen die weniger sensibleren Arten in den Referenzgewässern etwas häufiger vor.

Spezifische Effekte auf Plecoptera Arten

Die Arten-Diversität der Plecoptera ist an den Referenzstellen massiv grösser als an den NAWA-MV-Stellen. Während an den Referenzgewässern 52 Arten gefunden wurden, waren es an den NAWA-MV-Stellen lediglich 19 Arten (Abb. 32). Drei Arten der Referenzstellen wurden nicht berücksichtigt, weil ihr Verbreitungsgebiet gänzlich ausserhalb des Areals der NAWA-MV-Stellen liegt. Da die Plecoptera-Arten die höchste Empfindlichkeit gegenüber Pestiziden aufweisen, ist der Verdacht auf Pestizideinwirkung naheliegend. Auch innerhalb dieser Ordnung sind die Verluste der empfindlicheren Arten ($S=0.38$) an den NAWA-MV-Stellen gegenüber den

Referenzstellen mit 8:31 fast doppelt so hoch wie bei den leicht weniger empfindlichen ($S=0.25$) mit einem Verhältnis von 12:22. Die NAWA-MV-Stellen weisen grosse Lücken bei den *Capnia*-, *Chloroperla*-, *Dinocras*-, *Leuctra*-, *Perla*-, *Nemoura*-, und *Protonemoura*-Arten auf. Auffällig ist auch, dass die juvenilen Stadien von *Leuctra*, *Chloroperla* und *Dinocras* an den NAWA-MV-Stellen gänzlich fehlen.

Die Plecoptera-Arten sind im Pool der Referenzstellen insgesamt deutlich öfter vertreten als bei den NAWA-MV-Stellen. Die erwähnten juvenilen *Leuctra*-Arten wurden sowohl in den Frühlings- als auch in den Sommerproben an mehr als 80% der Referenzstellen gefunden. Auch andere Taxa wie *Isoperla sp.*, *Brachyptera risi*, *Leuctra nigra*, *Nemoura marginata*, *Nemoura minima*, *Protonemoura nitida* und andere *Nemoura* Arten überschreiten an den Referenzstellen deutlich die 20%-Schwelle. Diese wird an den NAWA-MV-Stellen nur selten erreicht.

Da viele Plecoptera-Arten phänologisch bedingt im Frühling auftreten ist ein saisonaler Einfluss der Pestizidanwendung nicht zu erkennen.

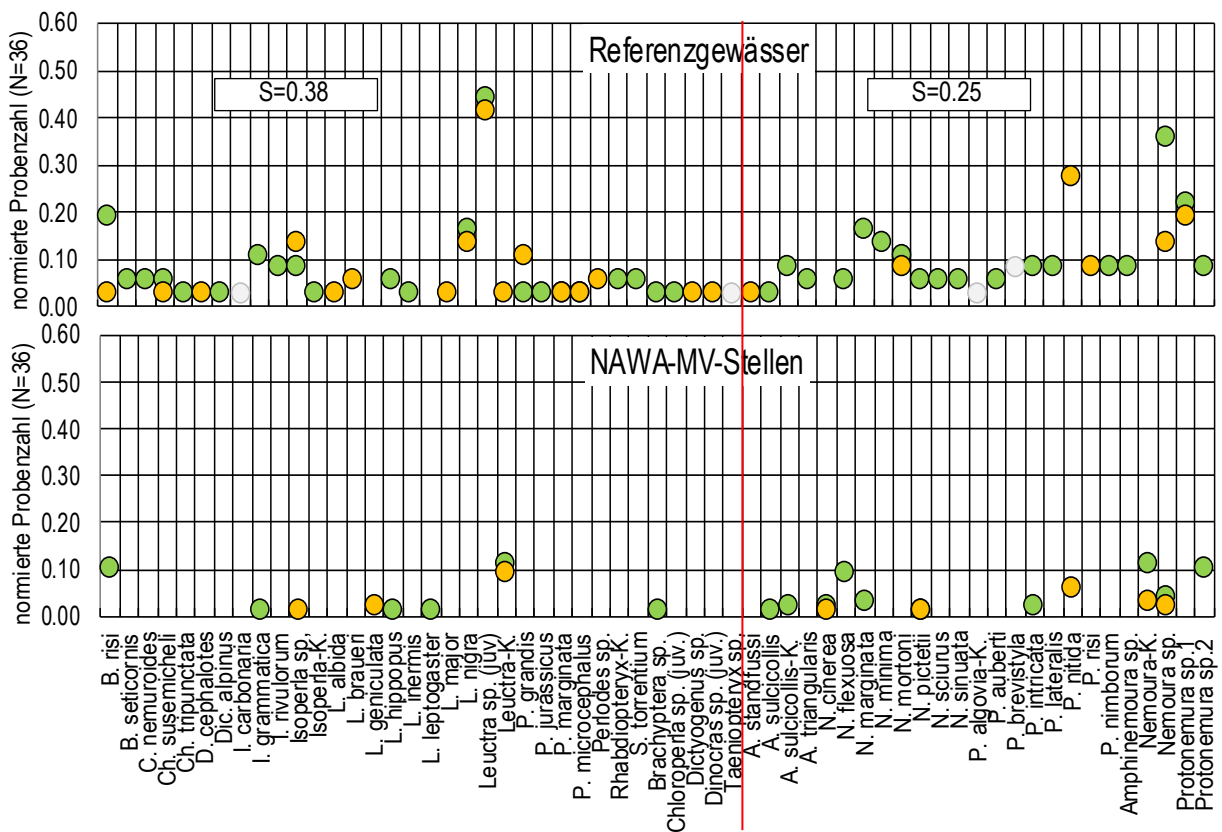


Abb. 32: Vorkommen von Plecoptera Arten in den Proben der Referenzgewässer (oben) und an den NAWA-MV Stellen (unten). Grün Frühlingsvorkommen, gelb Sommervorkommen. Matt sind Taxa die im Jura/Mittelland natürlicherweise nicht vorkommen.

Spezifische Effekte auf Trichoptera Arten

Die insgesamt pestizid-toleranteren Trichoptera sind an den NAWA-MV-Stellen durch 59 Arten vertreten gegenüber nur 39 Arten an den Referenzstellen. 2 Arten wurden im Pool der Referenzstellen nicht berücksichtigt, da sie ausserhalb der Verbreitungsgebiete der NAWA-MV-Stellen auftreten. 9 Arten wurden ausschliesslich in den Referenzgewässern gefunden während 29 Arten nur an den NAWA-MV-Stellen vorkamen (Abb. 33). Bei beiden Empfindlichkeitsstufen (-0.06 und -1.03) ist das Verhältnis der Artenzahlen zwischen NAWA-MV-Stellen und den Referenzstellen ähnlich.

Oft verhalten sich die häufig vorkommenden Arten zwischen den Referenzstellen und den NAWA-MV-Stellen komplementär. Juvenile Stadien des *Chaetopterinii* & *Stenophylacini*-Komplexes sowie die Arten *Odontocerum albicorne*, *Potamophylax cingulatus*, *Rhyacophila pubescens*, *Hydropsyche instabilis*, *Hydropsyche tenuis*, und *Hydropsyche sp.* treten an den Stellen der Referenzgewässer deutlich öfter auf als an den NAWA-MV-Stellen. Umgekehrt kommen Arten der Limnephilidae Gruppen *Auricolis*-,

Cingulatus, *Digitatus*- und *Permistus* an den NAWA-MV-Stellen öfter vor. Ebenso die Arten der *Limnephilini*-, *Hydroptila*-, *Tinodes*- und *Hydropsyche*-Komplexe wie auch die Arten *Lype reducta* und *Hydropsyche siltalai*. Lediglich Arten des *Rhyacophila sensu strictu* Komplexes und des *Sericostoma* Komplexes sind in beiden Stellenpools öfter vertreten. Saisonale Frühling-Sommer Differenzen, die deutlich über die phänologischen Unterschiede an den Referenzstellen hinausgehen und auf einen Effekt durch verstärkte Pestizidanwendung im Sommerhalbjahr hindeuten würden, sind an den NAWA-MV-Stellen bei keiner Trichoptera-Art oder bei keinem Artenkomplex ersichtlich.

Die grössere Diversität der Trichoptera an den NAWA-MV-Stellen könnte auch eine Folge der fehlenden Plecoptera sein, indem Trichoptera Arten die frei gewordenen ökologischen Nischen der Plecoptera besetzen. Ob dies so zutrifft, müsste aber durch eine vertiefte Analyse der Habitatpräferenzen der einzelnen Arten geprüft werden. Dies war im Rahmen dieser Untersuchung nicht möglich.

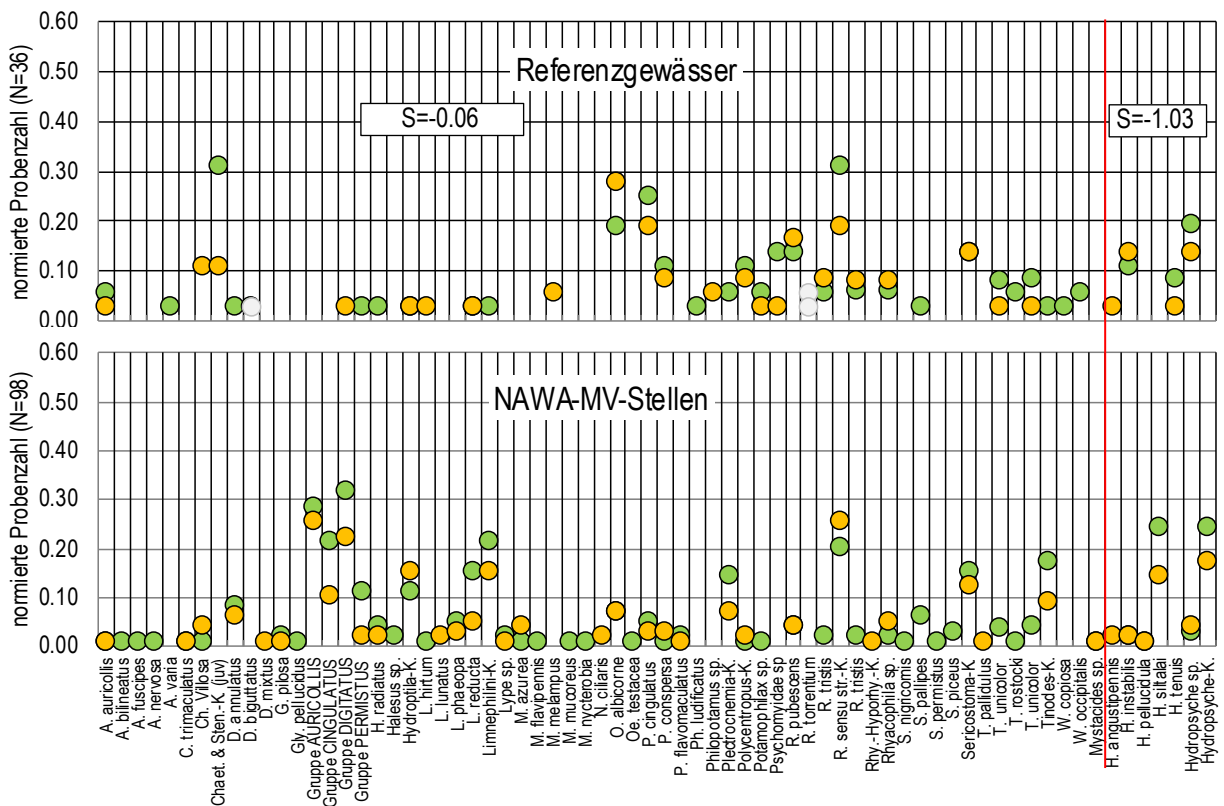


Abb. 33: Vorkommen von Trichoptera-Arten in den Proben der Referenzgewässer (oben) und der NAWA-MV-Stellen (unten). Grün Frühlingsvorkommen, gelb Sommervorkommen. Matt sind Taxa die im Jura/Mittelland natürlicherweise nicht vorkommen.

4.6.4 Diskussion der Ergebnisse zu den EPT-Arten

Die dargelegten Ergebnisse können neben dem Pestizid-Eintrag auch durch Unterschiede in der Nährstoffbelastung (C-, N-, P-Speziierungen) sowie durch unterschiedliche gewässermorphologische Bedingungen im Einzugsgebiet der Stellen beeinflusst worden sein. Inwieweit dies zutrifft muss anhand der chemisch-physikalischen Daten der NAWA-MV-Stellen geprüft werden. Da die Referenzstellen erst im Nachhinein ausgewählt wurden sind von ihnen keine chemisch-physikalische Daten vorhanden. Klar ist, dass die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen die Zusammensetzung des Makrozoobenthos beeinflussen. Aus dieser Erkenntnis wurden in der Vergangenheit verschiedene auf dem Makrozoobenthos basierende Güteindizes entwickelt (Saprobienindex, Makroindex, IBGN, etc.). Die gewässermorphologischen Bedingungen im Einzugsgebiet einer Stelle beeinflussen die punktuelle Zusammensetzung der Makroinvertebraten einer Stelle mit Sicherheit ebenfalls. Leider sind die Angaben zur Ökomorphologie der Einzugsgebiete der untersuchten Stellen zu lückenhaft, um statistisch verlässliche Aussagen machen zu können.

Bei der Auswahl der Referenzstellen mussten viele verschiedene Kriterien wie Nutzungsverhältnisse im Einzugsgebiet, Abwasserbelastung, Gewässergrösse, statistisch ausreichende Stellen- und Probenzahl usw. berücksichtigt werden. Um all diesen Kriterien zu genügen war man aufgrund der beschränkten Anzahl NAWA-Spez Stellen gezwungen im Pool der Referenzstellen, Stellen aus der ganzen Schweiz insbesondere auch aus dem Alpenraum zu berücksichtigen. Dies deckte sich in biogeografischer Hinsicht und bezüglich der Verbreitungsgebiete vor allem der Ephemeroptera- und Plecoptera-Arten nicht ideal mit den biogeografischen Räumen der NAWA-MV-Stellen, die mit 10 Stellen schwermässig über das ganze Mittelland verteilt sind. Nur zwei Stellen befinden sich im Jura und eine Stelle liegt in den Zentralalpen. Im Referenznetz sind die Stellen gleichmässiger über diese biogeografischen Räume verteilt. Dieser Umstand führte dazu, dass ein Teil der erhöhten Artendiversität bei den Referenzstellen mit den nicht deckungsgleichen Verbreitungsräumen zu erklären ist. Die Kontrolle der Verbreitungsräume anhand der CSCF-Daten hat gezeigt, dass 6 Ephemeroptera-, 4 Plecoptera-, und 2 Trichoptera-Arten ausschliesslich im voralpinen /

alpinen Raum vorkommen der in den NAWA-MV-Stellen stark untervertreten ist. Diese Arten wurden in den Vergleichen mit den NAWA-MV-Stellen nicht berücksichtigt.

5 Empfehlungen

5.1 NAWA-Trend MV-Stellen mit Referenzstellen ergänzen

Die Auswertung der MZB-Daten der 15 Referenzstellen hat gezeigt, dass auch in Gewässern, in deren Einzugsgebiete aufgrund der Nutzungsverhältnisse und der Luftbildanalysen mit grosser Wahrscheinlichkeit keine Pestizide eingesetzt werden, der SPEAR-Index in den Frühlingsproben zwischen 28 und 59 und in den Sommerproben gar zwischen 19 und 58 variiert. Auch wenn für die grosse Bandbreite sicher auch andere Faktoren eine Rolle spielen kann ein Einfluss durch weiträumig über die Luft verfrachtete Pestizide nicht ausgeschlossen werden. Solche Ausbreitungsprozesse von Pestiziden und deren schädlichen Abbauprodukte wurden in einer deutschlandweit angelegten Studie [Kruse-Plass et al. 2020] auch tatsächlich nachgewiesen. Einige Messstandorte befanden sich innerhalb von Nationalparks, weit entfernt von Agrarflächen. Die Stoffe werden durch Regen aus der Atmosphäre ausgewaschen und gelangen so in die Gewässer. Die Studie zeigte auch, dass die chemisch-physikalischen Eigenschaften (Löslichkeit, Dampfdruck) allein deren tatsächliches Ausbreitungsverhalten über die Luft nicht hinreichend erklären.

Diese Hinweise sollten eigentlich Grund genug sein um das jetzt in NAWA-Trend ausgebaute Messstellennetz um Referenzstellen zu ergänzen, an denen eine allfällig vorhandene Hintergrundbelastung durch Pestizide erfasst werden kann. Ohne diese Information, ist die Einordnung der gemessenen Belastungen in intensiv genutzten Agrargebieten mit einigen Unsicherheiten behaftet. Weder kennt man die Langzeitwerte der Hintergrundbelastung noch deren allfällige Belastungsspitzen, geschweige denn die auftretenden Stoffe und damit die toxische Wirkung des Pestizidmixes. Fehlen solche Informationen, haben die jetzt erhobenen Daten nur einen eingeschränkten Wert. Das explizit für NAWA genannte Ziel: «Bereitstellen von Grundlagen für die Früherkennung problematischer Entwicklungen und zur Steuerung der nationalen Gewässerschutzpolitik» kann somit nur teilweise erfüllt werden.

Um diese Informationslücke zu schliessen sind verschiedene Varianten denkbar. Eine kostengünstige Minimalvariante wäre, während einer Saison die Pestizide als Summenparameter an einigen sorgfältig evaluierten Referenzstellen zu messen um zu

bestätigen, dass deren Auswahl auf der Basis von Nutzungsdaten und Luftbildauswertungen zuverlässig ist und allenfalls einen groben Anhaltspunkt über die vorhandene Hintergrundbelastung zu erhalten.

Als Mittelvariante könnte die Reduktion des gegenwärtigen Messnetzes um ca. 5-8 Messstellen sein um diese durch eine entsprechende Zahl von Referenzstellen zu ersetzen. Diese Variante hätte keine zusätzlichen Kostenfolgen.

Die Maximalvariante wäre ein weiterer Ausbau des Messnetzes um eine ausreichende Zahl von Referenzstellen.

5.2 Distanzen zwischen chemischen und biologischen Stellen prüfen

An zwei NAWA-MV-Stellen, Erveratte (CH_141_JU) und Chrümmlisbach (CH_138_BE) liegen zwischen den Stellen der chemischen und biologischen Probenahmen Fliegsdistanzen von mehr als einem Kilometer. Auf dem dazwischenliegenden Teileinzugsgebiet wird in beiden Fällen zu einem grossen Teil Ackerbau betrieben. Dies könnte zur Folge haben, dass aus dem Teileinzugsgebiet ausgeschwemmte Pestizide entweder nur biologisch oder nur chemisch erfasst werden und die Daten dann nicht wirklich vergleichbar sind. Beide Stellen werden nun auch jährlich im erweiterten MV-Messnetz betrieben. Da dies längerfristig geplant ist, sollten an diesen Stellen die chemischen und biologischen Orte der Probenahmen näher zusammengelegt werden, wie dies bei den restlichen Stellen 11 Stellen des im Bericht untersuchten NAWA-MV-Netzes der Fall ist. Zu prüfen ist, ob dies bei allen ab 2022 neu dazugekommenen Messstellen ebenfalls zutrifft.

5.3 Kow-Werte der Pestizide bei der Abschätzung der Effekte berücksichtigen

In der Bodenchemie spielt der K_{ow} -Wert (Oktanoll-Wasser Verteilungskoeffizient) für die Beurteilung der Sorption von organischen Kontaminanten an die Humus- bzw. organische Fraktion eine wichtige Rolle.

Der Zusammenhang zwischen dem K_{ow} und der organischen Fraktion K_{oc} lässt sich beispielsweise durch folgende, aus zahlreichen Experimenten

abgeleitete, empirische Gleichung [Kooper et al. 1987] beschreiben.

$$\log K_{OC} = 0.989 \log K_{OW} - 0.346$$

Ein Zusammenhang zwischen der K_{OW} und K_{OC} gilt grundsätzlich auch für die Chemie in den Gewässersedimenten. Je nach K_{OW} -Wert der Pestizide adsorbieren diese mehr oder weniger an die organische Fraktion im Sediment. Da viele Makroinvertebraten sich von der organischen Fraktion ernähren (Detritus, organischer Schlamm, Bakterien-, Algenbeläge etc.) sind weniger die gemessenen Konzentrationen im Wasser, sondern die Pestizidgehalte in der organischen Fraktion der Gewässersohle für toxische Effekte verantwortlich. Dieser Aspekt ist bei der ökotoxischen Wirkung der gemessenen Pestizidkonzentration zu berücksichtigen.

5.4 Vorschlag eines Monitoring-, Controlling- und Evaluationskonzeptes für MV

Das Gewässerschutzgesetz (GSchG) verpflichtet den Bund und die Kantone in Art. 50, die Auswirkungen von Gewässerschutzmassnahmen zu prüfen und die Öffentlichkeit über den Zustand der Gewässer zu informieren. Art. 57 verpflichtet den Bund, Erhebungen von gesamtschweizerischem Interesse, u.a. über die Wasserqualität der oberirdischen Gewässer durchzuführen. Zu diesem Zweck wurde ein Monitoringnetz, Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) aufgebaut, das folgende Ziele verfolgt.

- Basis für den mittel- und langfristigen Überblick über den Zustand der Oberflächengewässer der Schweiz und dessen Entwicklung.
- Einfache, einheitliche und über die ganze Schweiz vergleichbare Übersicht über den Zustand der Oberflächengewässer.
- Bereitstellen eines einheitlichen Datenpools für vertiefte Analysen.
- **Bereitstellen von Grundlagen für die Früherkennung problematischer Entwicklungen und zur Steuerung der nationalen Gewässerschutzpolitik.**
- **Erfolgskontrolle von heutigen und zukünftigen Massnahmen im Gewässerschutz und anderen Politikbereichen.**

Der hier unterbreitete Vorschlag soll insbesondere den letzten beiden Zielen dienen.

Die Problematik von Mikroverunreinigungen in den Gewässern hat in den letzten Jahren in der Agenda

der Gewässerschutzpolitik eine hohe Priorität erlangt. Dazu beigetragen haben auch zwei Volksinitiativen. 2017 wurde vom Bundesrat der Aktionsplan Pflanzenschutzmittel (AP-PSM) in Kraft gesetzt u.a. auch mit Zielen zur Reduktion der Risiken für Gewässerorganismen. Die Massnahme 6.3.3.5 des Aktionsplans beinhaltet den Ausbau von NAWA für die Kontrolle der Wirkungs- und Zielerreichung. Mit dem Aufbau des erforderlichen Monitorings wurde das Bundesamt für Umwelt beauftragt.

Um NAWA der Problematik der Mikroverunreinigungen in den Oberflächengewässern anzupassen und dem politischen Auftrag gerecht zu werden, hat die strategische Begleitgruppe Oberflächengewässer (SBGB) zwei Schwerpunkte definiert: 1.) Mikroverunreinigungen und 2.) NAWA-MV-Stellen.

Im NAWA-Trend Netz werden neu künftig an 38 Messstellen (an kleinen, mittelgrossen und grossen Fließgewässern) Mikroverunreinigungen in ganzjährig erhobenen zeitproportionalen 14-Tagesmischproben analysiert. Parallel dazu werden an den 34 watbaren Stellen jährlich das Makrozoobenthos erhoben werden, um die Auswirkungen der Mikroverunreinigungen auf das Makrozoobenthos zu dokumentieren.

5.4.1 Kernelement des Konzeptes

Das nachfolgend skizzierte Konzept hat zum Ziel, dem Bund (BAFU), oder einzelnen Kantonen ein Instrument in die Hand zu geben um die Belastung der Gewässer durch MV aus diffusen Quellen entlang der relevanten Wirkungsabfolgen zu überwachen und laufend die diesbezüglichen Massnahmen sektorübergreifend und zeitnah zu evaluieren. Das Konzept stützt sich ausschliesslich auf Datengrundlagen die vorhanden sind oder in anderem Zusammenhang periodisch erhoben werden.

Das Kernelement ist ein Wirkungsraster ([Abb. 35](#)), der einerseits die Folgen der MV-Verwendung von den wirtschaftlichen Aktivitäten bis zu den Folgewirkungen in der Umwelt und andererseits die Handlungen der involvierten Akteure erfasst, kontrolliert und hinsichtlich der Massnahmen in Politik und Vollzug evaluiert.

Der Wirkungsraster ist eine Synthese des Regelkreiskonzeptes der europäischen Umweltagentur EUA [Smeets & Weterings 1999] und des Regelkreises wie er in der Politikwissenschaft [Busmann et al. 1997] verwendet wird ([Abb. 34](#)).

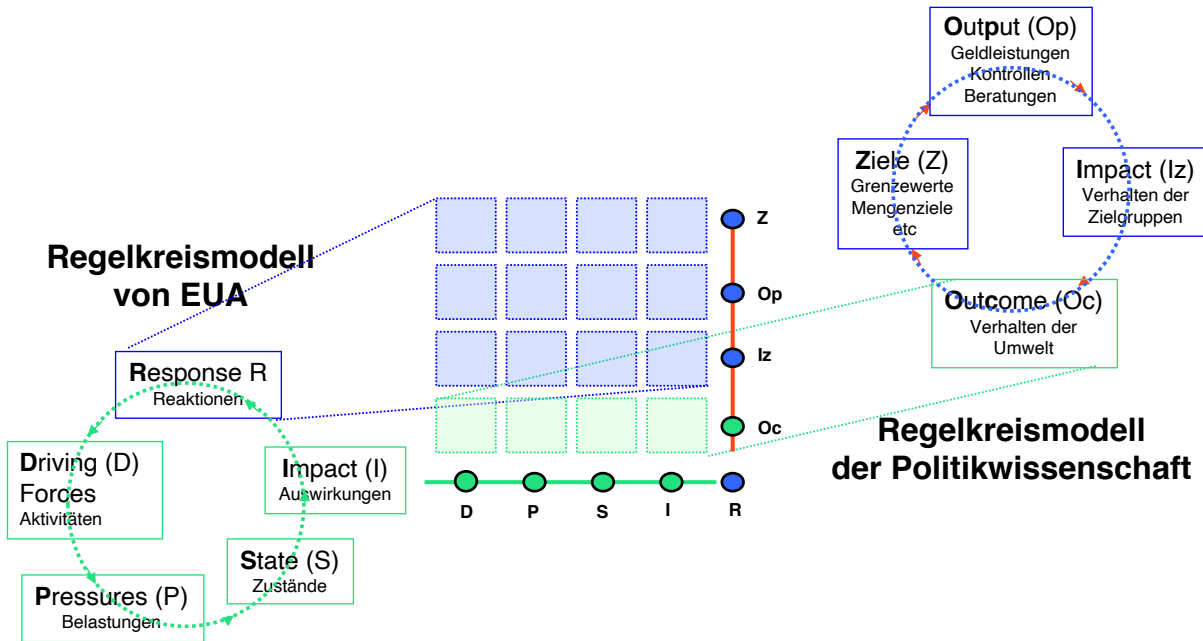


Abb. 34: Fusion der Regelkreise der Politikwissenschaft und der Europäischen Umweltagentur zu einem generalen Indikatoren Raster für das Monitoring, Controlling und die Evaluation der Gewässerschutzpolitik.

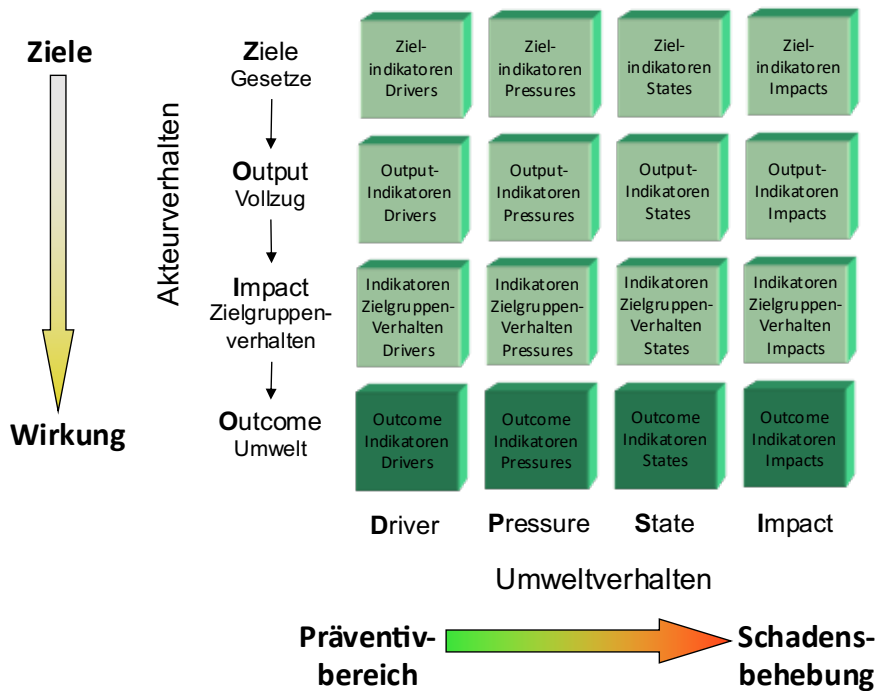


Abb. 35: Indikatoren-Raster für das Monitoring, Controlling und die Evaluation von Massnahmen in der Gewässerschutzpolitik (u. a. Reduktion von Mikroverunreinigungen).

Der Regelkreis der EUA bezieht sich auf die Wirkungsabfolge des Umweltsystems und unterteilt diese in Driving Forces (D), Pressures (P), States (S) und Impacts (I).

In Bezug auf die MV-Problematik wird D durch Produktionsdaten der Landwirtschaft, P durch den Verbrauch von Pestiziden, S durch die gemessenen Pestizid Konzentrationen in den Gewässern und I durch die Folgewirkungen auf die Gewässerorganismen (u.a. den SPEAR-Index) repräsentiert.

Der Regelkreis der Politikwissenschaft bezieht sich auf das Akteur-System welches ins Umweltsystem eingreift, in dem gesetzliche Ziele (Z), festgelegt werden, die Vollzugsorgane in Bund und Kantonen einen Output (Op) generieren (Finanzmittel, Beratung, Vollzugshilfen, Kontrolltätigkeit). Der Output richtet sich an die relevanten Zielgruppen (Iz). Im Falle von Pestiziden z.B. an die Landwirte, Produzenten der Agrochemie, um bei ihnen ein zielkonformes Verhalten zu erreichen. Daraus ergibt sich ein Outcome (Oc), der durch die erfassten Daten des Umweltsystems (DPSI) beschrieben wird.

Beide Regelkreismodelle implizieren einen Response (R). Im Falle des Regelkreises der Politikwissenschaft ist es der Outcome, die Reaktion des Umweltsystems auf die Steuerungsinputs der Akteure und im Regelkreis der EUA die Reaktion des Akteur-systems auf den Zustand der Umweltsysteme.

5.4.2 Vorteile des Konzeptes

Das vorgeschlagene Konzept nutzt vorhandene Datengrundlagen mit denen bezüglich der Mikroverunreinigungen ein die betroffenen Politiksektoren übergreifendes Gesamtbild erstellt werden kann. Dies nicht nur über die Umwelt, sondern auch über die involvierten und handelnden Akteure. Interessenskonflikte zwischen den sektoralen Politiken z.B. Landwirtschaft und Gewässerschutz sowie Defizite in der Vollzugsabstimmung treten zu Tage, wenn sie mit solider Datengrundlage belegt werden. Ebenso lassen sich Defizite in den betroffenen Vollzugssystemen, sei es bezüglich der Vollzugsakteure oder sei es hinsichtlich der vorhandenen rechtlichen Grundlagen zeitnah erkennen. Zeitliche Entwicklungen können in einem Wirkungszusammenhang dargestellt werden. Daraus werden die Entwicklungen bestimmenden Schritte und auch die erfolgsversprechenden Ansatzpunkte von Korrekturen oder Massnahmen auf Akteur- und Umwelteben ersichtlich. Nicht zuletzt steht der Politik ein Instrument

zur Verfügung mit dem laufend und gut dokumentiert, Gesamtinteressensabwägungen vorgenommen werden können.

5.4.3 Datenquellen

Das oben beschriebene Raster hat das Ziel bestehende Daten zu einem die Sektoren (Gewässerschutz, Landwirtschaft, Agroindustrie etc.) übergreifenden Gesamtbild zu fusionieren. Die nachfolgenden Datenhinweise sind noch beispielhaft und müssten konkreter mit den bestehenden Daten abgestimmt werden.

Drivers

Landwirtschaftliche Produktion (Pflanzenbau, Milch- und Fleischwirtschaft, Obstbau, Rebbau etc. Anteile Konventionelle Landwirtschaft und biologische Landwirtschaft (Quellen: Jährliche landwirtschaftliche Betriebserhebungen, Daten BLW und Kantone).

Ziele: Ernährungssicherheit, Mengenziele (total, /ha), konventionell, biologisch (Quellen: BLW, Agroscope, Fibl, etc.)

Output: Finanzielle Beiträge, Lenkungsbeiträge (SFr.), Beratung (geleistete Stunden), Anzahl Kontrollen. (Quellen: Daten der Vollzugseinheiten)

Zielgruppen-Impact: Betriebe konventionell, biologisch, Entwicklung der verschiedenen Agrarsektoren (Daten BLW, BFS etc.).

Outcome: = effektive Driverergebnisse

Pressures

Mengen an eingesetzten Pestiziden (kg/ha*J) aufgeschlüsselt nach landwirtschaftlichem Produktionszweig (Quellen: Spycher et al. 2013a, b, Agrar-Umwelt- Indikatoren: Indikator Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, NABO: Journale der Bewirtschaftung an den Messstellen).

Ziele: Einhaltung Ziele PSMV, AP PSM, weitergehende Ziele bezüglich Pestizide. Abnehmende Trends bei der Anwendung (Mengen) gewässerschädigender Pestizide.

Output: Aufwand (finanziell, personell) für Liste der zugelassenen Pestizide, Beratung für Verwendung, Betriebskontrollen (Quellen: Daten der Vollzugseinheiten).

Zielgruppen-Impact: Anzahl der Betriebe die Pestizide einsetzen, Anzahl Verstösse gegen

Anwendungsvorschriften (Kontrollergebnisse). Anteil der ARA's mit MV-Stufe ja/nein der Abwasserverbände (Quellen: Daten der Vollzugseinheiten, BLW, Agroscope, BFS, Branchen).

Outcome: = effektive Ergebnisse Pressures

States

Konzentration von MV in den Oberflächengewässern der Schweiz (Quellen: Daten von NAWA-Spez, NAWA-Trend, kantonale Monitorings, ev. aufgliedert nach Substanzgruppen und Zielorganismen).

Ziele: Einhaltung der Konzentrationsgrenzwerte für Pestizide, abnehmende Trends der Konzentrationen im Wasser, Minderung anderer Stressoren etc.

Output: Monitoringaktivitäten, finanzielle Aufwendungen für stützende Eingriffe (z.B. Revitalisierung, Sanierung Geschiebehaushalt, Schwall-Sunk), Kontrollaktivitäten, Aufwand für Beratungen, Bewilligungen (Quellen: Daten der Vollzugseinheiten).

Zielgruppen-Impact: Anteil zielkonform sanierter Gewässer (Revitalisierung, Geschiebesanierung, Sanierung Schwall-Sunk, HW-Schutzprojekte, sonstigen Wasserbauprojekte, NMS-Wasserkraftwerke etc. Ergebnisse der jeweiligen Wirkungskontrollen (Quellen: Daten der zuständigen Vollzugseinheiten, Daten aus Wirkungskontrollen, etc.).

Outcome: = Effektive Ergebnisse States

Impacts

Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften insbesondere des Makrozoobenthos in den Fliessgewässern und deren funktionalen Ökosystemleistungen, sich ergebende Trends (Quellen: NAWA-Daten, BDM-Daten, Daten kantonaler MZB-Monitorings, SPEAR-Index).

Ziele: SPEAR_{pesticide}-Index über 33.00, steigender Trend des Index, positiver Trend.

Output: Finanzielle Aufwände für das Monitoring des MZB und anderer Gewässerorganismen. Aufwand für Stützung gefährdeter Populationen (z.B. Fischbesatz) oder toxikologische Studien/Analysen (Quellen: Daten der Vollzugseinheiten, Nationale Forschungsprogramme, etc.).

Zielgruppen-Impact: Eine direkte Einwirkung auf die Impacts durch bestimmte Akteure ist in der Regel schwer zu bewerkstelligen. Eine solcher Eingriff wäre z.B. der Besatz oder anderweitige

Bio-manipulationen zur Stützung von Populationen, wie es teilweise noch in der Fischerei praktiziert wird. Eine Zielgruppe sind in dem speziellen Fall die Akteure der Fischereiorganisationen. Allerdings kann sich die Wahrnehmung von Impacts mit der Schliessung von Wissenslücken durch wissenschaftliche Studien ändern. Die Zielgruppe ist in diesem Falle die wissenschaftliche Community deren Forschungstätigkeit durch entsprechende bereitgestellte Mittel (Outputs) verstärkt wird.

Outcome: = Effektive Ergebnisse Impacts

5.4.4 Konsolidierung des SPEAR-Index/Flächennutzungsmodells als Indikator des Impacts

Im Rahmen von NAWA-TREND konnte ansatzmässig ein empirisches Modell aufgestellt werden, welches den Zusammenhang zwischen der Nutzungsintensität (bezüglich Flächenanteilen und Applikationsdichte) und der Wirkung von MV auf das Makrozoobenthos (SPEAR-Index) aufzeigt [Haberthür 2021]. Das Modell basiert auf den Flächenanteilen der Nutzungskategorien Ackerland, Obstkulturen, Reben, Siedlung, dem mittleren Gefälle eines betrachteten Einzugsgebietes sowie den SPEAR-Indizes der NAWA-TREND Stellen mit denen die weiteren Modellkonstanten geeicht werden können. Es setzt voraus, dass die SPEAR-Werte hauptsächlich auf MV-Verunreinigungen beruhen. Dies wird durch verschiedene wissenschaftliche Studien [Liess et al. 2005, 2008, 2019] belegt.

Wie im NAWA-TREND Bericht bemerkt, besteht bezüglich der Modellpräzision noch Entwicklungspotenzial in drei Richtungen:

a) Die bereits identifizierten Unzulänglichkeiten in der Gliederung der Einzugsgebiete (z.B. Seenproblematik) müssten im bisher zur Verfügung stehenden Datensatz zu den Eigenschaften der Einzugsgebiete verbessert und die Anpassungen ins Modell einfließen.

b) Der Faktor Drainagen wurde im jetzigen Modell nicht berücksichtigt. Drainagen spielen aber eine wesentliche Rolle beim diffusen Eintrag von Pestiziden der Landwirtschaft ins Gewässer. Als vorläufige Grundlage kann die Karte der drainierten Flächen der Schweiz 2018 oder die mittels Machine-Learning ermittelte Karte der potenziell drainierten Flächen in der Schweiz genutzt werden (Koch & Prashun 2020).

c) Ein weiterer nicht in Betracht gezogener Faktor ist die organische Substanz im Boden, genauer der Humusgehalt. Dieser spielt ebenfalls eine relevante Rolle. Abhängig vom Octanol-Wasserverteilungskoeffizienten (K_{ow}) können sich Pestizide hinsichtlich des Sorptionsverhaltens an der organischen Fraktion im Boden bzw. der Auswaschung durch Wasser unterscheiden. Wie weit dieser Faktor berücksichtigt werden kann, hängt vom Flächenanteil kartierter Böden ab oder den zur Verfügung stehenden Flächeninformationen über den Gehalt an organischer Substanz im Boden.

Die Schritte zur Konsolidierung des Modells sind einerseits der Einbezug der in a) und b) ev. auch c) erwähnten Faktoren und andererseits die Eichung anhand zusätzlicher NAWA-Datensätze (NAWA-Spez 2018, NAWA-Trend 2012 und 2015), und auch des BDM.

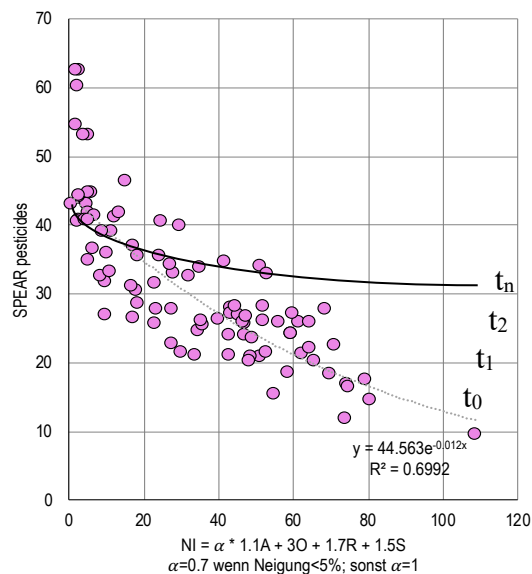


Abb. 36: Vorläufiges empirisches Modell, das den Zusammenhang zwischen den Anteilen verschiedener Kategorien der Flächennutzung im Einzugsgebiet einer NAWA-Stelle und dem ermittelten SPEAR-Index beschreibt.

Mit einem so konsolidierten Modell (Abb. 36 zeigt den vorläufigen Stand) wäre es möglich die Folgewirkungen auf Gewässerorganismen ausgedrückt durch den SPEAR-Index flächendeckend in Abhängigkeit der Nutzungsintensität darzustellen. Zeitliche Entwicklungen (t_0 zu t_n) würden sich in der Steilheit der Kurve manifestieren. Bei Verbesserungen wird die Kurve flacher, Verschlechterungen führen zu einer steileren Kurve.

6 Literatur

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.

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.

Bussmann W., Klöti U., Knöpfel P. (1997): Einführung in die Politikevaluation, Schweizerischer Nationalfonds, Helbling & Lichtenhahn, 335 S

Elliott J. M., (1983): Some methods for the statistical analysis of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 25. 159 p.

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., (2021): NAWA TREND Biologie 2019, Teil Makrozoobenthos, Fachbericht, Ambio GmbH 30. Juni 2021, im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, 62 S.

Indicate (2022): Anwendung zur Bewertung von Stresswirkungen auf Ökosysteme. Sie umfasst Werkzeuge wie Bioindikatoren und Modelle zur Analyse von Umweltdaten, <https://www.systemecology.de/indicate/>

Kooper, W. F., van der Meijden A. M. (1987): Soil quality standards and chemical-physical equilibrium between soil and groundwater, DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV, VSGP 87 Noordwijk Maart 30-April 2, 1987.

Kruse-Plass M., Schlechtriemen U., Wosniok W., Hofmann F. (2020): Pestizid-Belastung der Luft –

Eine deutschlandweite Studie zur Ermittlung der Belastung der Luft mit Hilfe von technischen Sammlern, Bienenbrot, Filtern aus Be- und Entlüftungsanlagen und Luftgüte-Rindenmonitoring hinsichtlich des Vorkommens von Pestizid-Wirkstoffen, insbesondere Glyphosat.

Liess M., Schulz R., Berenzen N., Nanko-Dress J., Wogram J. (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland, Technische Universität Braunschweig 2001, 227 S.

Liess M., van der Ohe P. (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(4):954–965.

Liess M., Schäfer R., Schriever C. 2008: The footprint of pesticide stress in communities: Species traits reveal community effects of toxicants. *Science of the Total Environment* 406:484–490.

Liess M., Henz S., Knillmann S. (2019): Predicting low-concentration effects of pesticides, www.nature.com/scientificreports. 9 p.

Smeets E., Weterings R. (1999): Environmental indicators: Typology and overview, In: Bosch P. et al., European Environmental Agency . 19S.

Spycher S., Badertscher R. & Daniel O., (2013). Indikatoren für den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz. *Agrarforschung Schweiz* 4 (4), 192–199.

Spycher S. & Daniel O., (2013): Agrarumweltindikatoren für Pflanzenschutzmittel. Auswertungen Agrarumweltmonitoring 2009 – 2010 für den Indikator «Einsatz von Pflanzenschutzmitteln». Zugang: <http://www.agroscope.admin.ch/pflanzenschutzmittel/06096/06098/08210/index.html?lang=de> [19.1.2015].

Anhang A: Daten der Probenahmestellen

Stelle	Gewässer	Startpunkt X	Startpunkt Y	Höhe	Datum	Verschiebung
CH_136_AG	Küntenerbach	667041	248741	389	05.03.18	Ja (versintert)
CH_136_AG	Küntenerbach	667041	248741	389	08.07.18	
CH_136_AG	Küntenerbach	666969	248640	378	06.03.19	
CH_136_AG	Küntenerbach	666969	248640	378	09.07.19	
CH_136_AG	Küntenerbach	666969	248640	378	11.03.20	
CH_136_AG	Küntenerbach	666969	248640	378	07.08.20	
CH_136_AG	Küntenerbach	666969	248640	378	04.03.21	
CH_136_AG	Küntenerbach	666969	248640	378	21.06.21	
CH_138_BE	Chrümmlisbach	605524	218950	464	09.03.17	Ja (stark verbaut)
CH_138_BE	Chrümmlisbach	605524	218950	464	10.07.17	
CH_138_BE	Chrümmlisbach	606133	218489	470	19.03.19	
CH_138_BE	Chrümmlisbach	606133	218489	470	09.07.19	
CH_138_BE	Chrümmlisbach	606133	218489	470	19.03.20	Ja (Biberdamm)
CH_138_BE	Chrümmlisbach	606133	218489	470	14.07.20	
CH_138_BE	Chrümmlisbach	606018	218590	469	18.03.21	
CH_138_BE	Chrümmlisbach	606018	218590	469	22.07.21	
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	547	23.03.18	
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	547	10.07.18	
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	547	19.03.19	
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	553	09.07.19	
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	553	19.03.20	
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	553	14.07.20	
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	553	18.03.21	
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	553	22.07.21	
CH_140_FR	Bainoz	552124	183577	582	09.03.17	
CH_140_FR	Bainoz	552124	183577	582	11.07.17	
CH_140_FR	Bainoz	552620	184072	570	18.03.19	
CH_140_FR	Bainoz	552620	184072	570	06.08.19	
CH_140_FR	Bainoz	552620	184072	570	18.03.20	
CH_140_FR	Bainoz	552620	184072	570	23.07.20	
CH_140_FR	Bainoz	552620	184072	570	02.03.21	
CH_140_FR	Bainoz	552620	184072	570	11.08.21	
CH_141_JU	Erveratte	580504	251627	499	23.03.18	Ja (falsche Koord.) Ja (Korrektur)
CH_141_JU	Erveratte	580504	251627	499	20.07.18	
CH_141_JU	Erveratte	580325	251633	490	21.03.19	
CH_141_JU	Erveratte	580504	251627	491	19.07.19	
CH_141_JU	Erveratte	580504	251627	491	19.03.20	
CH_141_JU	Erveratte	580504	251627	491	13.07.20	
CH_141_JU	Erveratte	580504	251627	491	16.03.21	
CH_141_JU	Erveratte	580504	251627	491	21.07.21	
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	408	14.03.18	
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	408	03.07.18	
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	400	27.03.19	
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	400	09.08.19	
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	400	23.03.20	
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	400	20.07.20	
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	400	29.03.21	
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	400	29.07.21	
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	407	14.03.18	
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	407	03.07.18	
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	400	27.03.19	
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	400	09.08.19	
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	400	23.03.20	
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	400	20.07.20	
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	400	29.03.21	
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	400	29.07.21	
CH_146_SH	Beggingerbach	681330	291094	526	06.03.19	
CH_146_SH	Beggingerbach	681330	291094	526	10.07.19	
CH_146_SH	Beggingerbach	681330	291094	526	12.03.20	
CH_146_SH	Beggingerbach	681330	291094	526	07.08.20	
CH_146_SH	Beggingerbach	681330	291094	526	03.03.21	
CH_146_SH	Beggingerbach	681330	291094	526	22.06.21	
CH_147_TG	Eschelisbach	740185	274346	405	06.03.15	
CH_147_TG	Eschelisbach	740185	274346	405	04.07.15	
CH_147_TG	Eschelisbach	740300	274478	400	24.03.19	
CH_147_TG	Eschelisbach	740300	274478	400	09.08.19	
CH_147_TG	Eschelisbach	740300	274478	400	26.03.20	
CH_147_TG	Eschelisbach	740300	274478	400	27.07.20	
CH_147_TG	Eschelisbach	740300	274478	400	23.03.21	
CH_147_TG	Eschelisbach	740300	274478	400	21.07.21	
CH_147_TG	Eschelisbach	740300	274478	400	21.07.21	

Stelle	Gewässer	Startpunkt X	Startpunkt Y	Höhe	Datum	Verschiebung
CH_148_TG	Salmsacher Aach	741763	268543	417	02.04.19	
CH_148_TG	Salmsacher Aach	741763	268543	417	01.08.19	
CH_148_TG	Salmsacher Aach	741763	268543	417	31.03.20	
CH_148_TG	Salmsacher Aach	741763	268543	417	01.08.20	
CH_148_TG	Salmsacher Aach	741763	268543	417	30.03.21	
CH_148_TG	Salmsacher Aach	741763	268543	417	06.08.21	
CH_150_VD	Ruisseau Gi	545151	181272	452	18.03.19	
CH_150_VD	Ruisseau Gi	545151	181272	452	06.08.19	
CH_150_VD	Ruisseau Gi	545151	181272	452	18.03.20	
CH_150_VD	Ruisseau Gi	545151	181272	452	23.07.20	
CH_150_VD	Ruisseau Gi	545151	181272	452	02.03.21	
CH_150_VD	Ruisseau Gi	545151	181272	452	11.08.21	
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	619	06.04.18	
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	619	09.07.18	
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	620	10.04.19	
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	620	08.06.19	
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	620	18.03.20	
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	620	23.07.20	
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	620	29.03.21	
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	620	11.08.21	
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	597057	121811	492	06.03.18	
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	597057	121811	492	09.07.18	
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	597501	121662	491	22.03.19	
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	597501	121662	491	25.07.19	
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	597501	121662	491	04.03.20	
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	597501	121662	491	05.08.20	
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	597501	121662	491	30.03.21	
CH_152_VS	Canal d'Uvrier	597501	121662	491	29.07.21	Ja (Stelle ungeeignet)

Anhang B: Daten der Makroinvertebraten

Stelle	Gewässer	Höhe	Datum	Taxa	IBCH	DK	IGmax	SPEAR
CH_136_AG	Küntenerbach	389	06.03.22	26	0.53	0.60	0.42	28.86
CH_136_AG	Küntenerbach	389	09.07.22	23	0.53	0.51	0.56	23.35
CH_136_AG	Küntenerbach	378	07.03.23	24	0.53	0.60	0.42	26.71
CH_136_AG	Küntenerbach	378	10.07.23	27	0.69	0.68	0.70	26.68
CH_136_AG	Küntenerbach	378	12.03.24	22	0.58	0.51	0.70	27.81
CH_136_AG	Küntenerbach	378	08.08.24	27	0.69	0.68	0.70	22.95
CH_136_AG	Küntenerbach	378	05.03.25	27	0.69	0.68	0.70	24.74
CH_136_AG	Küntenerbach	378	22.06.25	23	0.58	0.51	0.70	25.61
CH_138_BE	Chrümmlisbach	464	10.03.21	22	0.58	0.51	0.70	23.65
CH_138_BE	Chrümmlisbach	464	11.07.21	20	0.42	0.51	0.28	23.90
CH_138_BE	Chrümmlisbach	470	20.03.23	26	0.69	0.60	0.84	23.51
CH_138_BE	Chrümmlisbach	470	10.07.23	23	0.58	0.51	0.70	13.27
CH_138_BE	Chrümmlisbach	470	20.03.24	27	0.74	0.68	0.84	21.03
CH_138_BE	Chrümmlisbach	470	15.07.24	27	0.53	0.68	0.28	12.13
CH_138_BE	Chrümmlisbach	469	19.03.25	22	0.63	0.51	0.84	19.45
CH_138_BE	Chrümmlisbach	469	23.07.25	25	0.63	0.60	0.70	13.72
CH_139_BE	Ballmoosbach	547	24.03.22	21	0.58	0.51	0.70	16.29
CH_139_BE	Ballmoosbach	547	11.07.22	27	0.74	0.68	0.84	18.28
CH_139_BE	Ballmoosbach	547	20.03.23	16	0.53	0.43	0.70	14.49
CH_139_BE	Ballmoosbach	553	10.07.23	17	0.53	0.43	0.70	9.53
CH_139_BE	Ballmoosbach	553	20.03.24	20	0.58	0.51	0.70	12.21
CH_139_BE	Ballmoosbach	553	15.07.24	17	0.37	0.43	0.28	13.40
CH_139_BE	Ballmoosbach	553	19.03.25	19	0.58	0.43	0.84	19.48
CH_139_BE	Ballmoosbach	553	23.07.25	17	0.53	0.43	0.70	18.33
CH_140_FR	Bainoz	582	10.03.21	23	0.53	0.51	0.56	32.12
CH_140_FR	Bainoz	582	12.07.21	16	0.42	0.43	0.42	19.27
CH_140_FR	Bainoz	570	19.03.23	23	0.53	0.51	0.56	24.45
CH_140_FR	Bainoz	570	07.08.23	21	0.48	0.51	0.42	18.60
CH_140_FR	Bainoz	570	19.03.24	24	0.58	0.60	0.56	31.56
CH_140_FR	Bainoz	570	24.07.24	13	0.32	0.34	0.28	24.99
CH_140_FR	Bainoz	570	03.03.25	12	0.32	0.34	0.28	24.80
CH_140_FR	Bainoz	570	12.08.25	11	0.32	0.26	0.42	32.09
CH_141_JU	Erveratte	499	24.03.22	32	0.69	0.60	0.84	26.63
CH_141_JU	Erveratte	499	21.07.22	33	0.69	0.60	0.84	22.90
CH_141_JU	Erveratte	490	22.03.23	38	0.74	0.68	0.84	26.53
CH_141_JU	Erveratte	491	20.07.23	29	0.63	0.51	0.84	26.44
CH_141_JU	Erveratte	491	20.03.24	29	0.63	0.51	0.84	30.85
CH_141_JU	Erveratte	491	14.07.24	34	0.69	0.60	0.84	26.58
CH_141_JU	Erveratte	491	17.03.25	31	0.63	0.51	0.84	25.60
CH_141_JU	Erveratte	491	22.07.25	25	0.53	0.43	0.70	30.11
CH_143_SG	Zapfenbach	408	15.03.22	29	0.58	0.68	0.42	17.09
CH_143_SG	Zapfenbach	408	04.07.22	30	0.63	0.68	0.56	13.97
CH_143_SG	Zapfenbach	400	28.03.23	24	0.53	0.51	0.56	18.27
CH_143_SG	Zapfenbach	400	10.08.23	29	0.63	0.68	0.56	12.33
CH_143_SG	Zapfenbach	400	24.03.24	28	0.58	0.60	0.56	15.37
CH_143_SG	Zapfenbach	400	21.07.24	22	0.42	0.51	0.28	13.44
CH_143_SG	Zapfenbach	400	30.03.25	21	0.58	0.51	0.70	17.63
CH_143_SG	Zapfenbach	400	30.07.25	21	0.42	0.51	0.28	10.74

Stelle	Gewässer	Höhe	Datum	Taxa	IBCH	DK	IGmax	SPEAR
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	407	15.03.22	26	0.58	0.60	0.56	22.12
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	407	04.07.22	31	0.69	0.68	0.70	19.77
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	400	28.03.23	20	0.48	0.43	0.56	25.94
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	400	10.08.23	24	0.53	0.51	0.56	18.74
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	400	24.03.24	24	0.53	0.51	0.56	20.54
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	400	21.07.24	23	0.58	0.51	0.70	21.48
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	400	30.03.25	16	0.42	0.34	0.56	17.94
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	400	30.07.25	20	0.48	0.43	0.56	21.56
CH_146_SH	Beggingerbach	526	07.03.23	28	0.69	0.68	0.70	25.35
CH_146_SH	Beggingerbach	526	11.07.23	26	0.63	0.60	0.70	29.14
CH_146_SH	Beggingerbach	526	13.03.24	22	0.58	0.51	0.70	19.08
CH_146_SH	Beggingerbach	526	08.08.24	32	0.74	0.77	0.70	21.55
CH_146_SH	Beggingerbach	526	04.03.25	31	0.74	0.77	0.70	29.85
CH_146_SH	Beggingerbach	526	23.06.25	26	0.63	0.60	0.70	25.77
CH_147_TG	Eschelisbach	405	07.03.19	10	0.21	0.26	0.14	17.44
CH_147_TG	Eschelisbach	405	05.07.19	16	0.32	0.43	0.14	3.81
CH_147_TG	Eschelisbach	400	25.03.23	23	0.42	0.51	0.28	15.73
CH_147_TG	Eschelisbach	400	10.08.23	20	0.42	0.51	0.28	10.61
CH_147_TG	Eschelisbach	400	27.03.24	19	0.53	0.43	0.70	18.90
CH_147_TG	Eschelisbach	400	28.07.24	23	0.42	0.51	0.28	18.05
CH_147_TG	Eschelisbach	400	24.03.25	20	0.53	0.51	0.56	24.10
CH_147_TG	Eschelisbach	400	22.07.25	19	0.42	0.43	0.42	20.58
CH_148_TG	Salmsacher Aach	417	03.04.23	34	0.74	0.77	0.70	27.20
CH_148_TG	Salmsacher Aach	417	02.08.23	28	0.63	0.60	0.70	29.91
CH_148_TG	Salmsacher Aach	417	01.04.24	23	0.58	0.51	0.70	27.61
CH_148_TG	Salmsacher Aach	417	02.08.24	27	0.63	0.60	0.70	27.63
CH_148_TG	Salmsacher Aach	417	31.03.25	25	0.63	0.60	0.70	29.30
CH_148_TG	Salmsacher Aach	417	07.08.25	29	0.69	0.68	0.70	24.21
CH_150_VD	Ruisseau Gi	452	19.03.23	32	0.79	0.77	0.84	24.86
CH_150_VD	Ruisseau Gi	452	07.08.23	30	0.69	0.68	0.70	15.11
CH_150_VD	Ruisseau Gi	452	19.03.24	29	0.74	0.68	0.84	26.30
CH_150_VD	Ruisseau Gi	452	24.07.24	30	0.74	0.68	0.84	24.71
CH_150_VD	Ruisseau Gi	452	03.03.25	20	0.63	0.51	0.84	35.04
CH_150_VD	Ruisseau Gi	452	12.08.25	17	0.53	0.43	0.70	35.41
CH_151_VD	Le Combagnou	619	07.04.22	17	0.58	0.43	0.84	39.39
CH_151_VD	Le Combagnou	619	10.07.22	17	0.42	0.43	0.42	28.04
CH_151_VD	Le Combagnou	620	11.04.23	27	0.63	0.68	0.56	26.08
CH_151_VD	Le Combagnou	620	09.06.23	22	0.48	0.51	0.42	26.21
CH_151_VD	Le Combagnou	620	19.03.24	25	0.69	0.60	0.84	33.29
CH_151_VD	Le Combagnou	620	24.07.24	19	0.42	0.43	0.42	30.39
CH_151_VD	Le Combagnou	620	30.03.25	16	0.48	0.43	0.56	28.67
CH_151_VD	Le Combagnou	620	12.08.25	15	0.37	0.34	0.42	27.10
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	492	07.03.22	19	0.37	0.43	0.28	13.91
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	492	10.07.22	19	0.37	0.43	0.28	12.24
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	491	23.03.23	18	0.37	0.43	0.28	9.41
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	491	26.07.23	15	0.26	0.34	0.14	31.00
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	491	05.03.24	21	0.48	0.51	0.42	16.47
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	491	06.08.24	21	0.58	0.51	0.70	18.37
CH_152_VS	Canal d'Uvrier	491	31.03.25	20	0.37	0.43	0.28	12.36
CH_152_VS	Canal d'Uvrier	491	30.07.25	17	0.37	0.43	0.28	15.84

Anhang C: Artenliste Ephemeroptera

Familie	Gattung	Art	Stellenzahl	Abundanz	Abundanz/Stelle
Baetidae	Alainites	muticus	36	542	15.1
Baetidae	Baetis	alpinus	13	24	1.8
Baetidae	Baetis	buceratus	2	22	11.0
Baetidae	Baetis	fuscatus	1	1	1.0
Baetidae	Baetis	fuscatus-K.	1	2	2.0
Baetidae	Baetis	lutheri	20	338	16.9
Baetidae	Baetis	pentaplebodes	14	507	36.2
Baetidae	Baetis	rhodani	94	12623	134.3
Baetidae	Baetis	scambus	7	31	4.4
Baetidae	Baetis	vernus	28	1152	41.1
Baetidae	Centroptilum	luteolum	27	1063	39.4
Baetidae	Cloeon	dipterum	3	22	7.3
Baetidae	Procloeon	bifidum	1	1	1.0
Caenidae	Caenis	beskidensis	1	1	1.0
Caenidae	Caenis	luctuosa	3	28	9.3
Caenidae	Caenis	macrura	10	172	17.2
Ephemerellidae	Serratella	ignita	28	749	26.8
Ephemerellidae	Torleya	major	4	9	2.3
Ephemeridae	Ephemera	danica	26	854	32.8
Heptageniidae	Ecdyonurus	dispar	4	12	3.0
Heptageniidae	Ecdyonurus	helveticus-K.	1	3	3.0
Heptageniidae	Ecdyonurus	torrentis	6	19	3.2
Heptageniidae	Ecdyonurus	venosus	10	131	13.1
Heptageniidae	Ecdyonurus	venosus-K.	14	87	6.2
Heptageniidae	Electrogena	lateralis	3	3	1.0
Heptageniidae	Electrogena	ujhelyii	10	26	2.6
Heptageniidae	Epeorus	assimilis	1	1	1.0
Heptageniidae	Rhithrogena	nivata	2	36	18.0
Heptageniidae	Rhithrogena	picteti	11	140	12.7
Heptageniidae	Rhithrogena	semicolorata	1	7	7.0
Heptageniidae	Rhithrogena	semicolorata-	9	411	45.7
Leptophlebiidae	Habroleptoides	confusa	10	381	38.1
Leptophlebiidae	Habrophlebia	fusca	9	28	3.1
Leptophlebiidae	Habrophlebia	lauta	16	328	20.5
Leptophlebiidae	Leptophlebia	marginata	2	3	1.5
Leptophlebiidae	Paraleptophlebia	submarginata	17	237	13.9
Zusatzarten					
Baetidae	Baetis buceratus/pentaplebodes/vernus		1	1	1.0
Baetiidae	Baetis	sp.	1	1	1.0
Baetiidae	Baetis cf. vernus		1	1	1.0
Heptagenidae	Ecdyonurus cf. venosus-K. (juv.)		1	1	1.0
Heptagenidae	Ecdyonurus sp. (juv.)		1	3	3.0
Heptagenidae	Electrogena sp.		1	1	1.0
Heptagenidae	Rhithrogena sp.(semicolorata-K. oder diaphana-K.)		2	2	1.0
Leptophlebiidae	Paraleptophlebia sp.		1	1	1.0
Leptophlebiidae	Habroleptoides cf. Lauta		1	10	10.0
Unsichere Zusatzarten					
Baetidae	sp. (juv./Larventeile)		4	60	15.0
Baetidae	Baetis cf. lutheri (juv.)		1	4	4.0
Baetidae	Baetis cf. vernus (juv.)		5	62	12.4
Baetidae	Baetis sp. (juv./subimago)		4	66	16.5
Heptagenidae	sp. (juv.)		1	1	1.0
Heptagenidae	Ecdyonurus sp. (juv.)		1	1	1.0
Heptagenidae	Ecdyonurus cf. venosus-K. (juv.)		1	1	1.0
Heptagenidae	Electrogena sp.		1	1	1.0
Heptagenidae	Rhithrogena sp. (juv.)		3	5	1.7
Leptophlebiidae	Habrophlebia cf. fusca (juv.)		1	1	1.0
Leptophlebiidae	cf. Habroleptoides		1	1	1.0

Anhang D: Artenliste Plecoptera

Familie	Gattung	Art	Stellenzahl	Abundanz	Abundanz/Stelle
Leuctridae	Leuctra	geniculata	2	55	27.5
Leuctridae	Leuctra	hippopus	1	1	1.0
Leuctridae	Leuctra	leptogaster	1	1	1.0
Leuctridae	Leuctra-K.		20	748	37.4
Nemouridae	Amphinemura	sulcicollis	1	1	1.0
Nemouridae	Amphinemura		2	2	1.0
Nemouridae	Nemoura	cinerea	3	3	1.0
Nemouridae	Nemoura	flexuosa	9	38	4.2
Nemouridae	Nemoura	marginata	3	11	3.7
Nemouridae	Nemoura-K.		14	131	9.4
Nemouridae	Nemurella	pictetii	2	35	17.5
Nemouridae	Protonemura	intricata	2	137	68.5
Nemouridae	Protonemura	nitida	5	334	66.8
Taeniopterygidae	Brachyptera	risi	10	72	7.2
Zusatzarten					
Leuctridae	Leuctra sp. (juv)		3	14	4.7
Nemouridae	Nemoura sp.		5	21	4.2
Nemouridae	Protonemura sp1.		4	13	3.3
Nemouridae	Protonemura sp. (juv.)		9	114	12.7
Perlodidae	Isoperla	sp.	1	1	1.0
Unsichere Zusatzarten					
Nemouridae	Nemoura sp.		1	1	1.0
Nemouridae	Protonemura sp. (juv.)		2	27	13.5
Taeniopterygidae	Brachyptera sp. (juv)		1	1	1.0

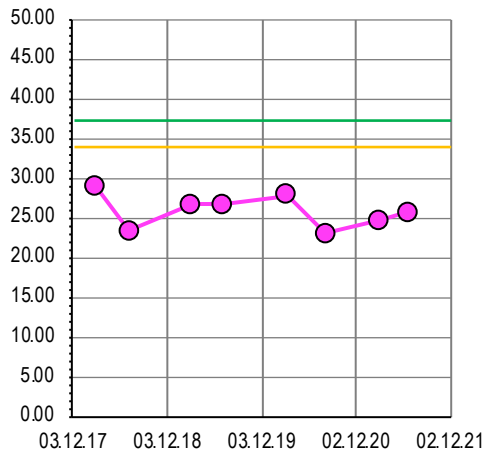
Anhang E: Artenliste Trichoptera

Familie	Gattung	Art	Stellenzahl	Abundanz	Abundanz/Stelle
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe AURICOLLIS	53	855	16.1
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe DIGITATUS	53	453	8.5
Rhyacophilidae	Rhyacophila	sensu str.-K.	45	448	10.0
Hydropsychidae	Hydropsyche-K.		41	604	14.7
Hydropsychidae	Hydropsyche	sitaltai	38	687	18.1
Limnephilidae	Limnephilini-Komplex		36	607	16.9
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe CINGULATUS	31	287	9.3
Sericostomatidae	Sericostoma-K.		27	113	4.2
Hydroptilidae	Hydroptila-K.		26	273	10.5
Psychomyidae	Tinodes-K.		26	294	11.3
Polycentropodidae	Plectrocnemia-K.		21	99	4.7
Psychomyidae	Lype	reducta	20	81	4.1
Limnephilidae	Drusus	annulatus	14	125	8.9
Odontoceridae	Odontocerum	albicorne	14	47	3.4
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe PERMISTUS	13	333	25.6
Limnephilidae	Potamophylax	cingulatus	8	39	4.9
Psychomyidae	Lype	phaeopa	8	10	1.3
Rhyacophilidae	Rhyacophila	pubescens	8	95	11.9
Goeridae	Silo	pallipes	6	26	4.3
Limnephilidae	Halesus	radiatus	6	16	2.7
Leptoceridae	Mystacides	azurea	5	32	6.4
Limnephilidae	Chaetopteryx	villosa	5	69	13.8
Hydropsychidae	Hydropsyche	instabilis	4	33	8.3
Polycentropodidae	Plectronemia	conspersa	4	8	2.0
Psychomyidae	Tinodes	unicolor (Tinodes-K.)	4	39	9.8
Goeridae	Goera	pilosa	3	8	2.7
Goeridae	Silo	piceus	3	7	2.3
Polycentropodidae	Polycentropus-K.		3	44	14.7
Polycentropodidae	Polycentropus	flavomaculatus	3	16	5.3
Hydropsychidae	Hydropsyche	angustipennis	2	16	8.0
Hydropsychidae	Hydropsyche	pellucidula	2	23	11.5
Limnephilidae	Allogamus	auricollis	2	201	100.5
Limnephilidae	Limnephilus	lunatus	2	3	1.5
Polycentropodidae	Cymus	trimaculatus	2	2	1.0
Rhyacophilidae	Rhyacophila	tristis	2	2	1.0
Sericostomatidae	Notidobia	ciliaris	2	2	1.0
Glossosomatidae	Agapetus	fuscipes	1	1	1.0
Goeridae	Silo	nigricornis	1	2	2.0
Lepidostomatidae	Lepidostoma	hirtum	1	2	2.0
Leptoceridae	Athripsodes	bilineatus	1	1	1.0
Leptoceridae	Oecetis	testacea	1	1	1.0
Limnephilidae	Drusus	mixtus	1	3	3.0
Limnephilidae	Glyphotaenius	pellucidus	1	3	3.0
Limnephilidae	Anabolia	nervosa	1	1	1.0
Limnephilidae	Melampophylax	mucoreus	1	31	31.0
Limnephilidae	Metanoea	flavipennis	1	7	7.0
Limnephilidae	Micropsterna	nycterobia	1	1	1.0
Limnephilidae	Stenophylax	permistus	1	1	1.0
Psychomyidae	Tinodes	pallidulus	1	2	2.0
Psychomyidae	Tinodes	rostocki	1	5	5.0
Rhyacophilidae	Rhyacophila-Hyporhyacophila-K.		1	1	1.0
Zusatzarten					
Goeridae	Goeridae sp.		5	33	6.6
Leptoceridae	Mystacides sp. (juv.)		2	8	4.0
Leptoceridae		sp.	1	6	6.0
Limnephilidae	Limnephilidae (juv.)		2	8	4.0
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K. (juv.)		7	399	57.0
Limnephilidae	Halesus	sp.	2	16	8.0
Limnephilidae	Potamophilax	sp.	1	200	200.0
Psychomyidae	Lype sp.		3	4	1.3
Psychomyidae	(juv./beschädigt)		3	4	1.3
Rhyacophilidae	Rhyacophila sp. (juv.)		7	25	3.6
	fehlendes Taxon		1	2	2.0
Hydropsychidae	Hydropsyche	sp.	7	126	18.0
Sericostomatidae	Sericostoma	sp.	5	8	1.6
Unsichere Zusatzarten					
Hydropsychidae	Hydropsyche sp.		3	4	1.3
Leptoceridae	Leptoceridae (juv.)		1	1	1.0
Limnephilidae	Limnephilidae (juv.)		15	293	19.5
Limnephilidae	Drusinae		1	3	3.0
Rhyacophilidae	Rhyacophila sp. (juv.)		4	7	1.8
Polycentropodidae	(juv.)		4	31	7.8
Drusinae			1	3	3.0

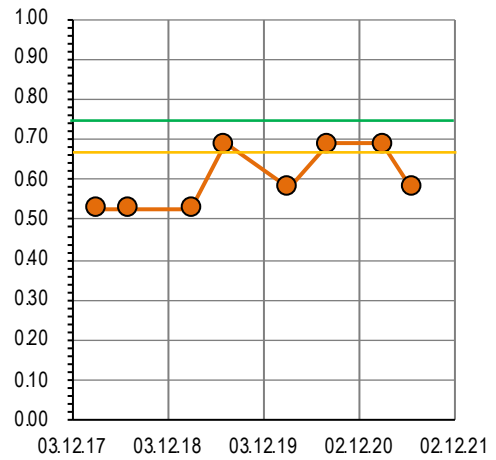
Anhang F: Zeitliche Verläufe

Küntenerbach, CH_136_AG

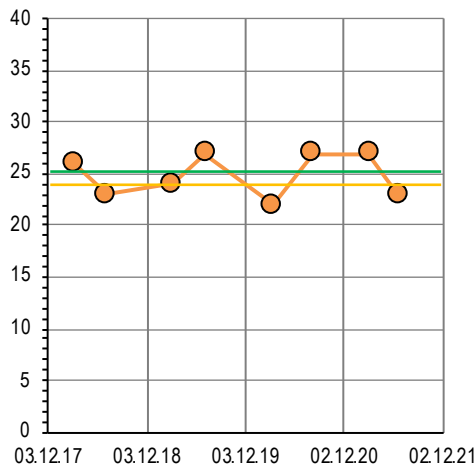
SPEAR-Index



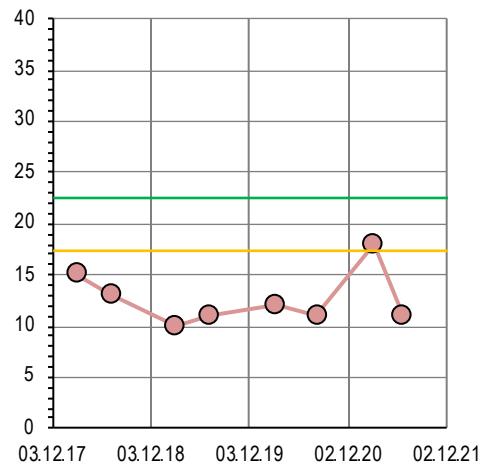
IBCH



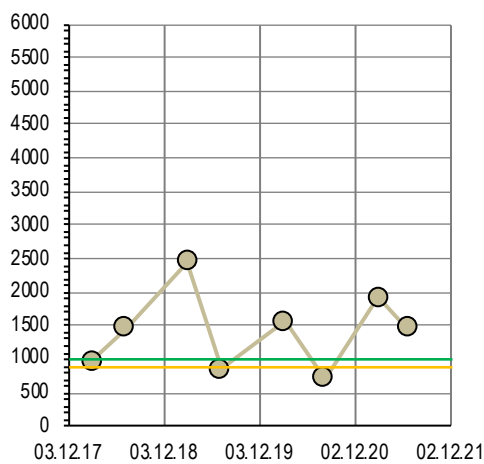
IBCH-Taxa



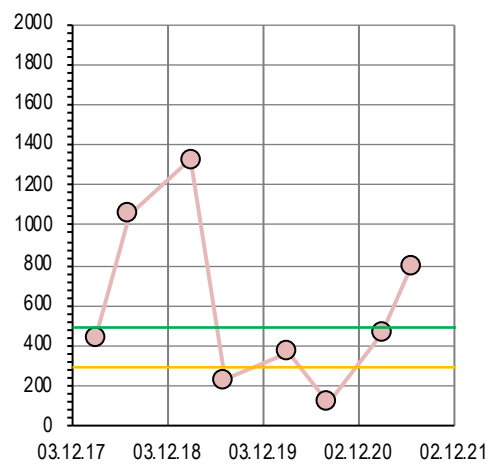
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



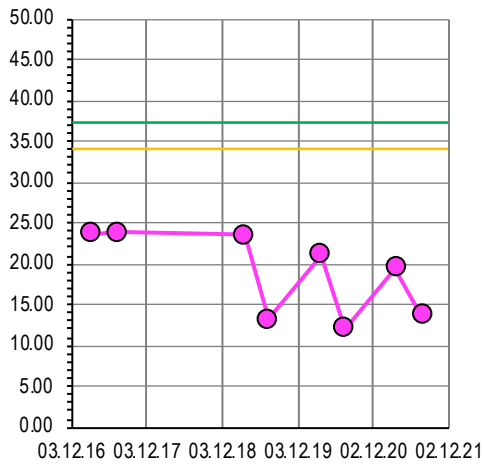
EPT-Abundanzen



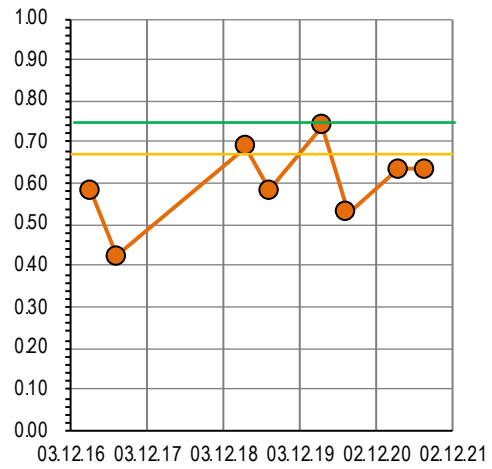
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Chrümmlisbach, CH_138_BE

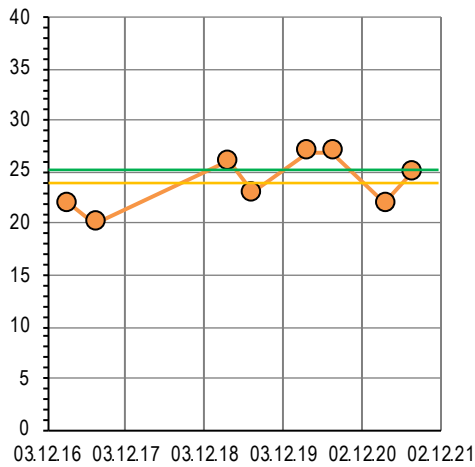
SPEAR-Index



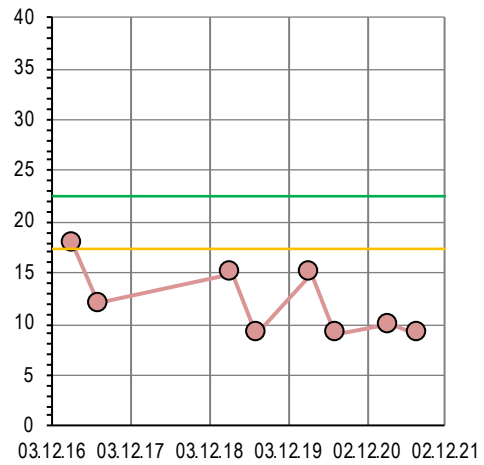
IBCH



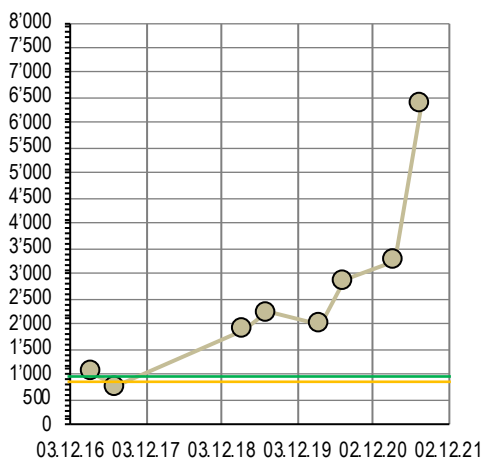
IBCH-Taxa



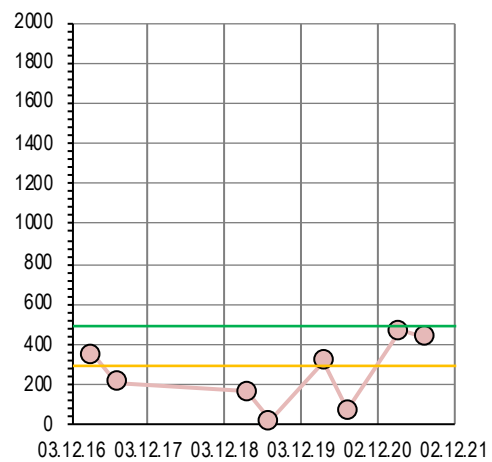
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



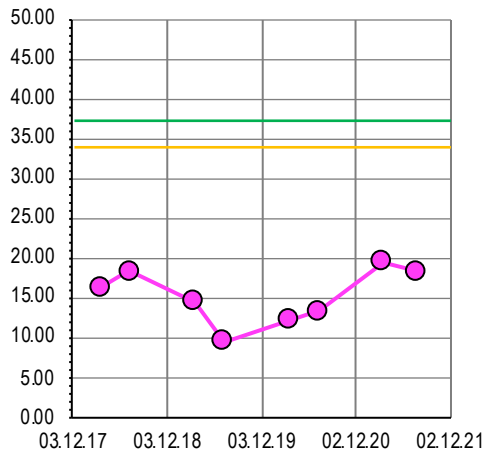
EPT-Abundanzen



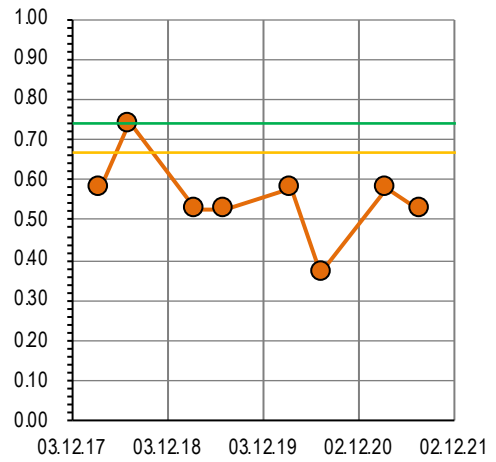
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Ballmoosbach, CH_139_BE

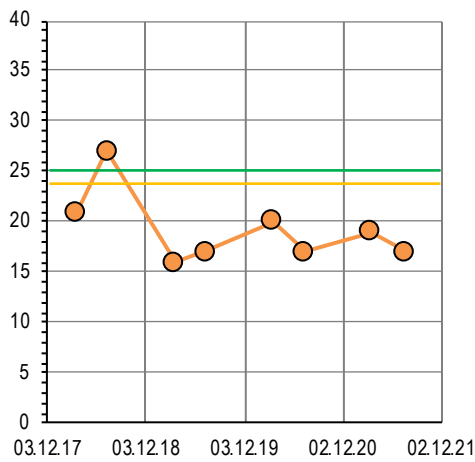
SPEAR-Index



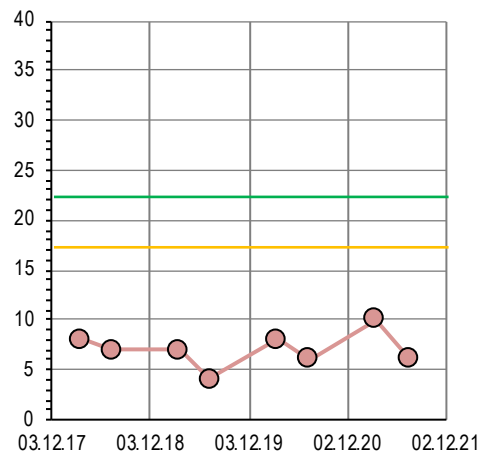
IBCH



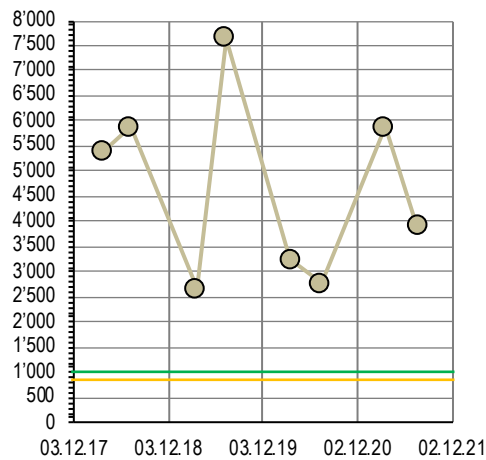
IBCH-Taxa



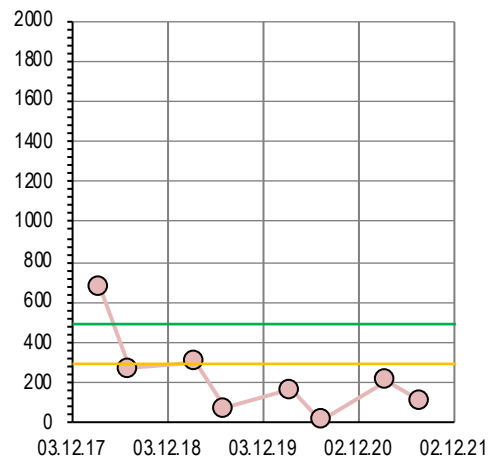
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



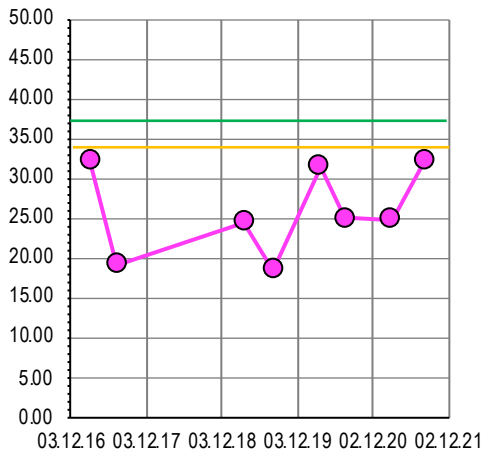
EPT-Abundanzen



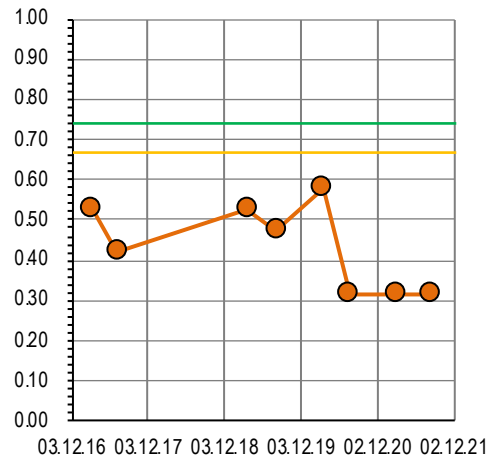
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Bainoz, CH_140_FR

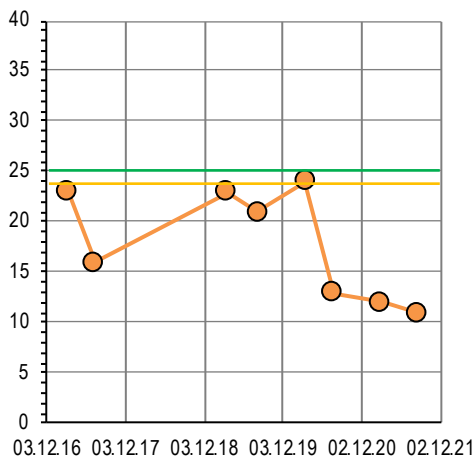
SPEAR-Index



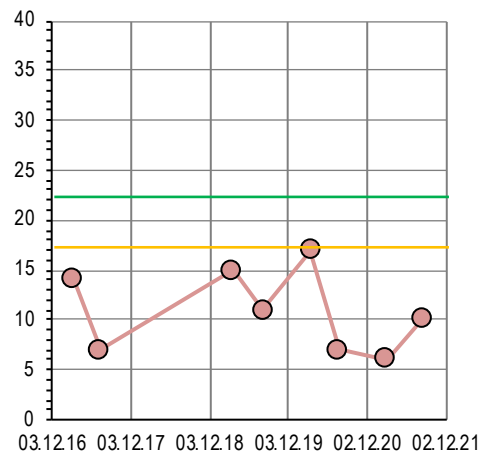
IBCH



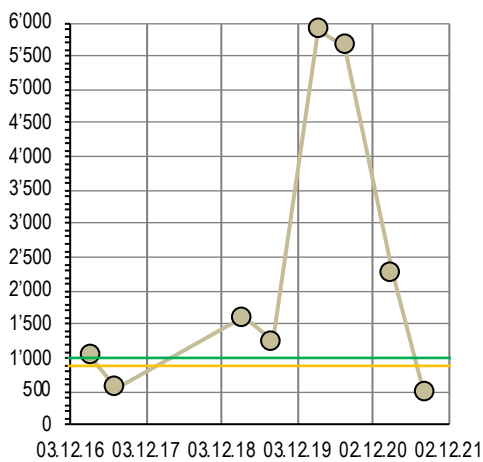
IBCH-Taxa



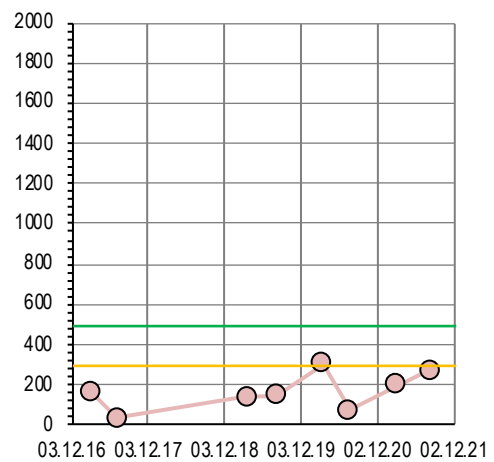
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



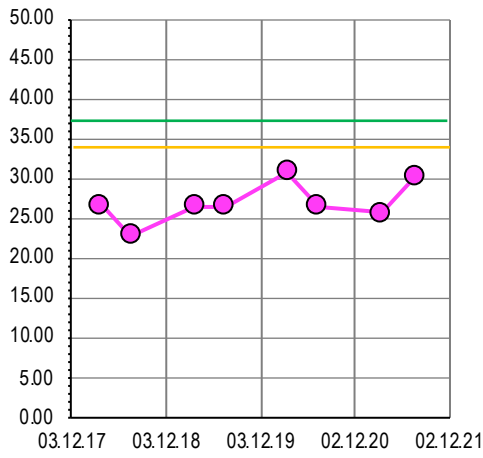
EPT-Abundanzen



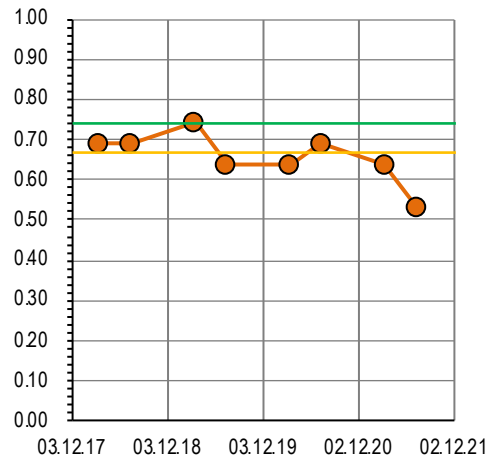
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Erveratte, CH_141_JU

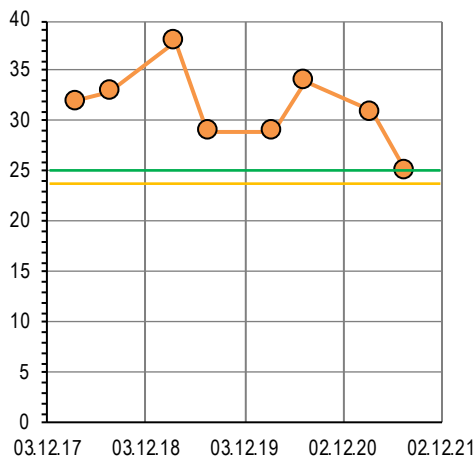
SPEAR-Index



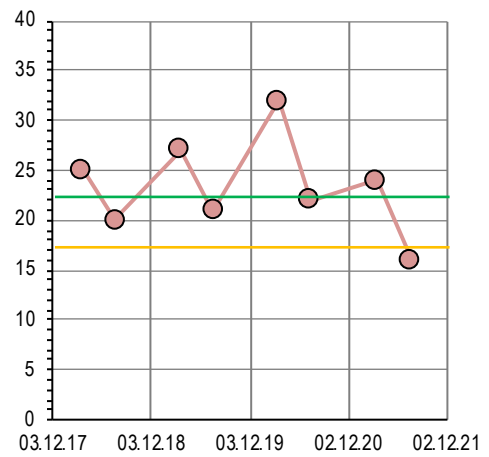
IBCH



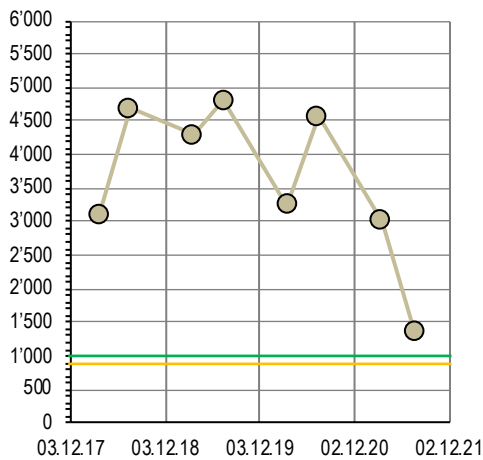
IBCH-Taxa



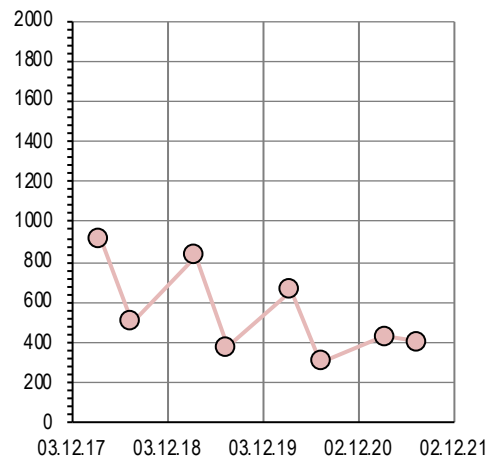
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



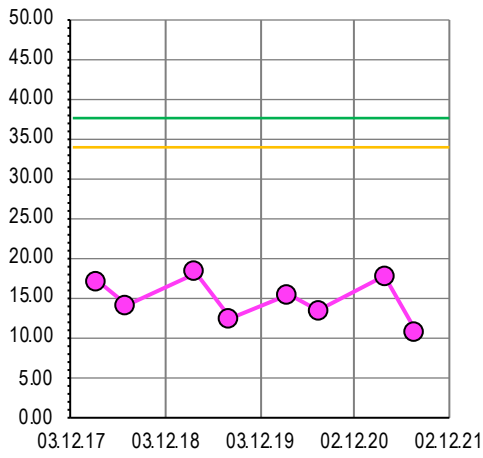
EPT-Abundanzen



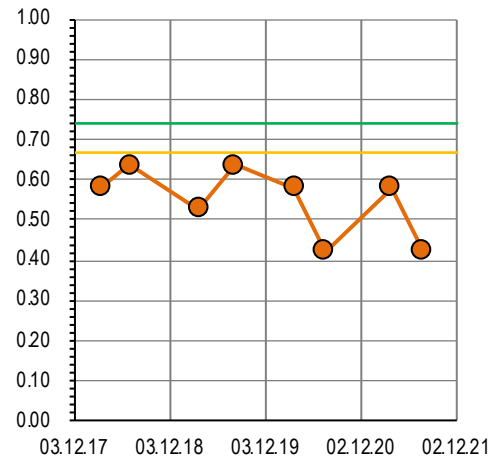
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Zapfenbach, CH_143_SG

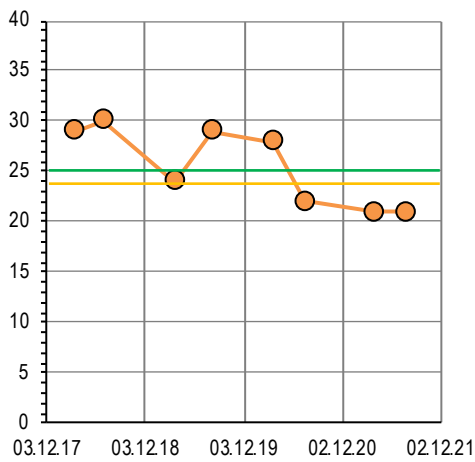
SPEAR-Index



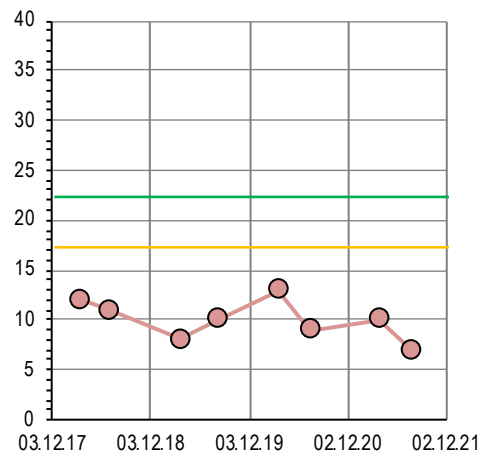
IBCH



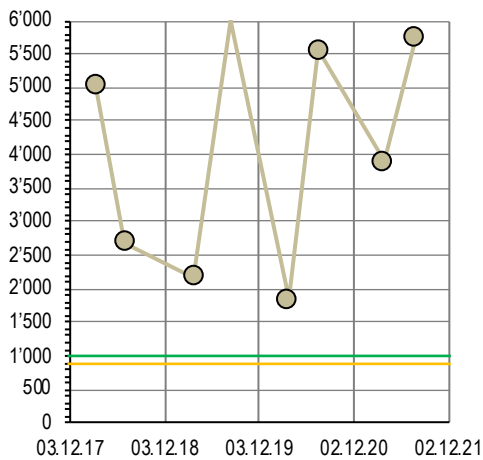
IBCH-Taxa



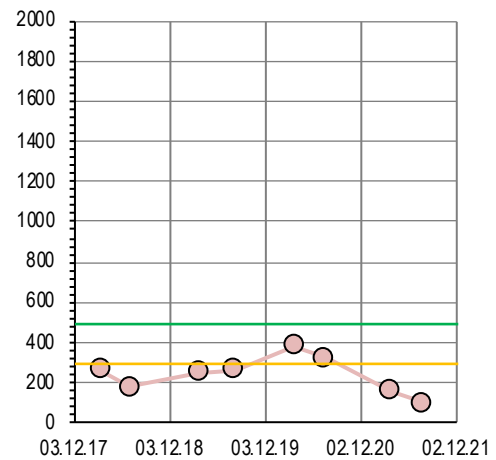
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



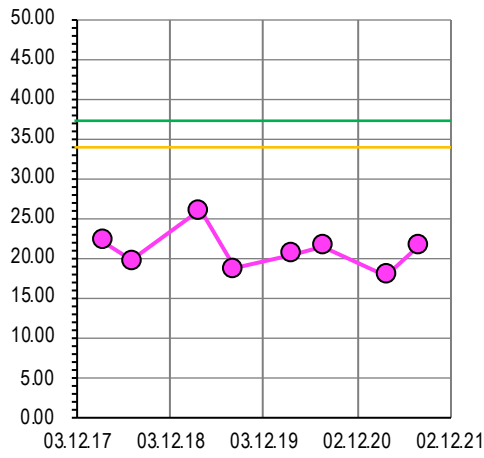
EPT-Abundanzen



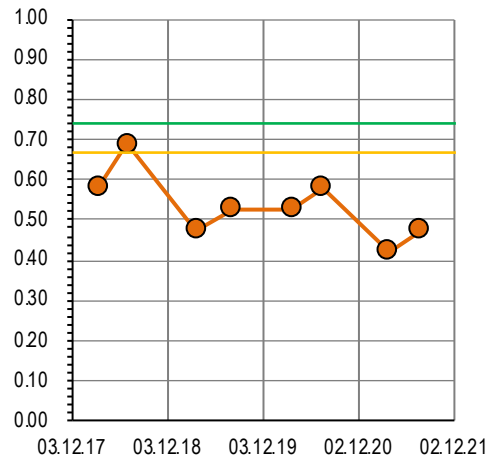
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Mittlerer Seegraben, CH_144_SG

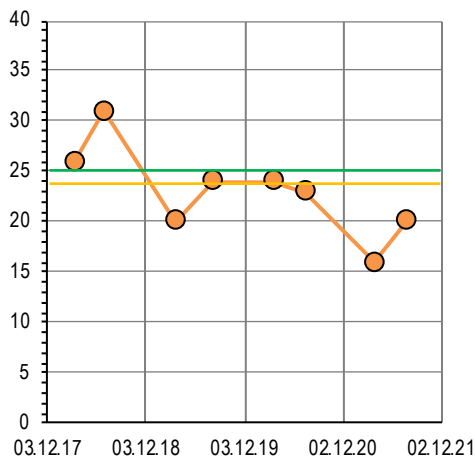
SPEAR-Index



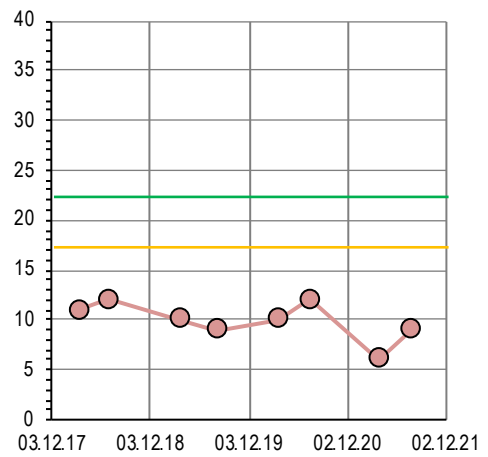
IBCH



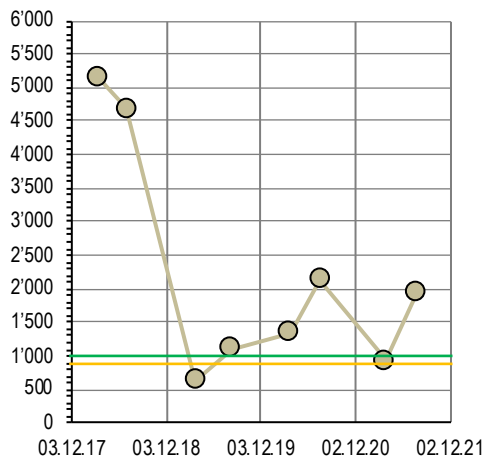
IBCH-Taxa



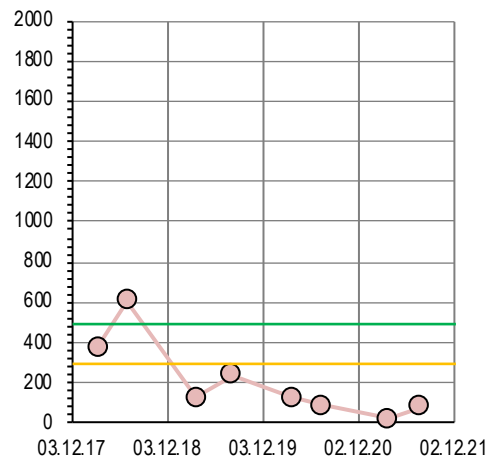
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



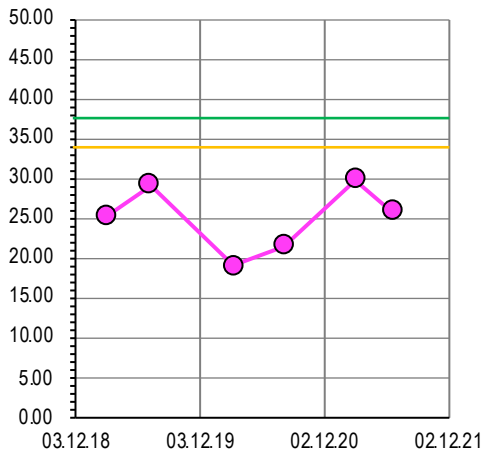
EPT-Abundanzen



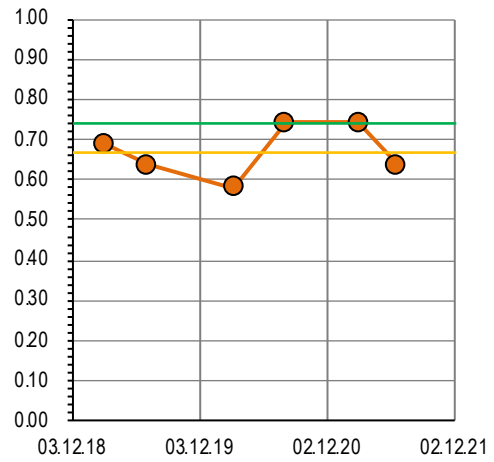
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Beggingerbach, CH_146_SH

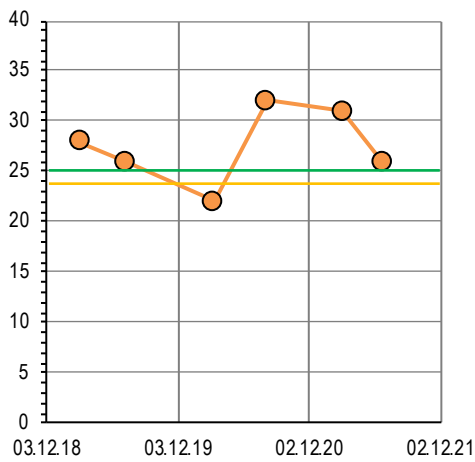
SPEAR-Index



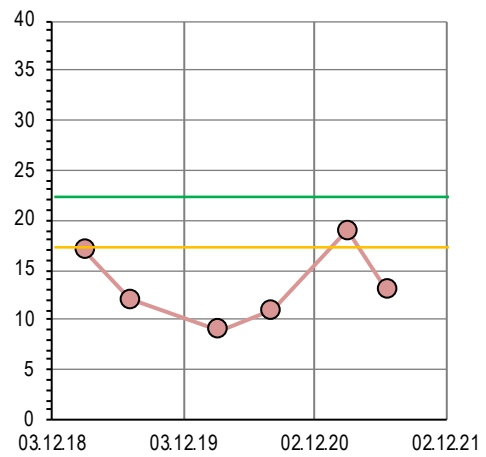
IBCH



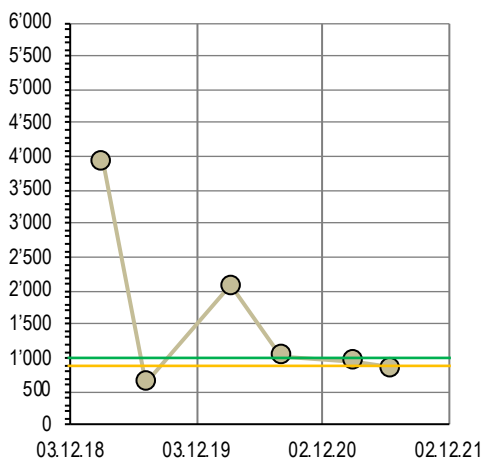
IBCH-Taxa



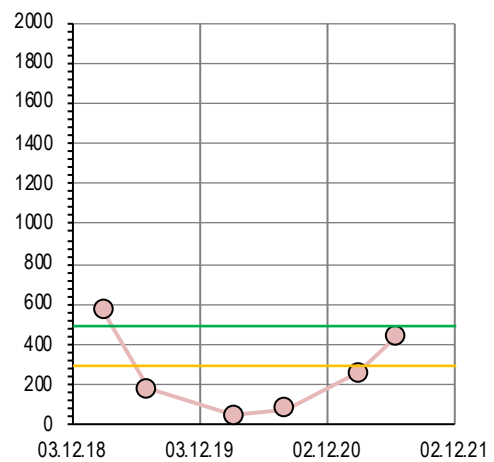
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



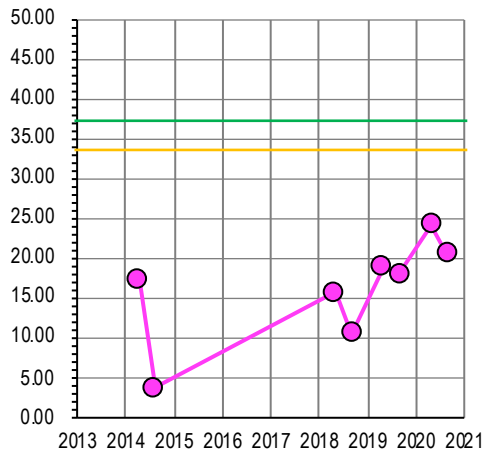
EPT-Abundanzen



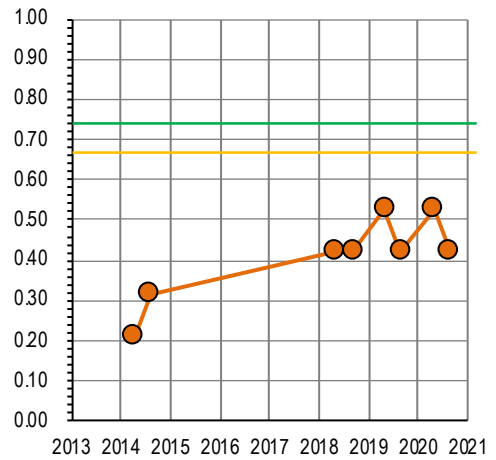
— Median der Referenzproben vom Frühling
 — Median der Referenzproben vom Sommer

Eschelisbach, CH_147_TG

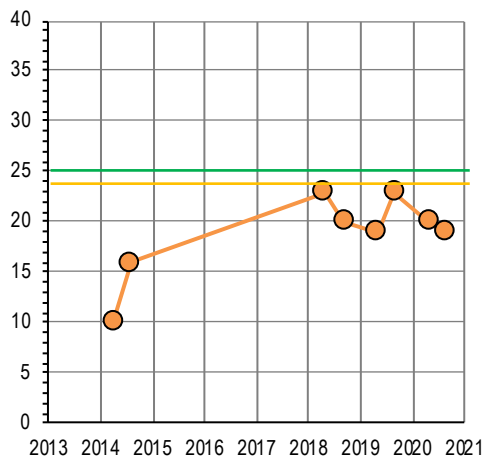
SPEAR-Index



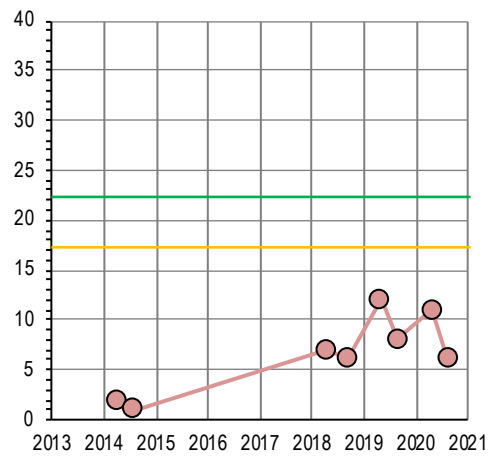
IBCH



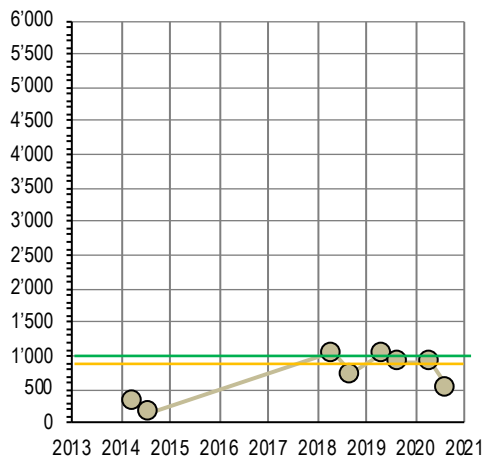
IBCH-Taxa



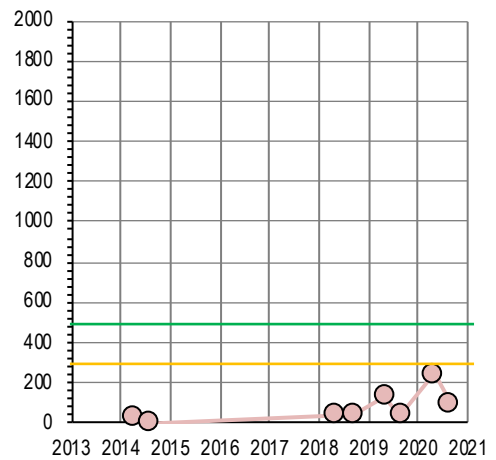
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



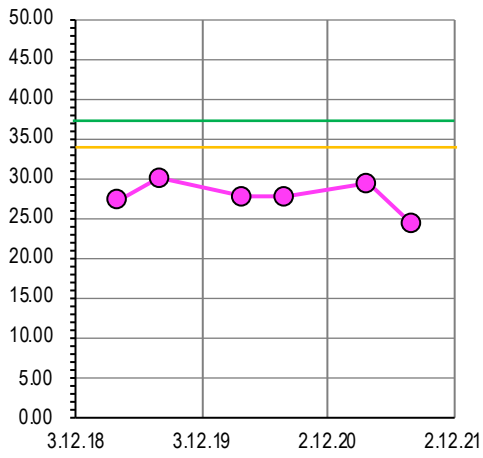
EPT-Abundanzen



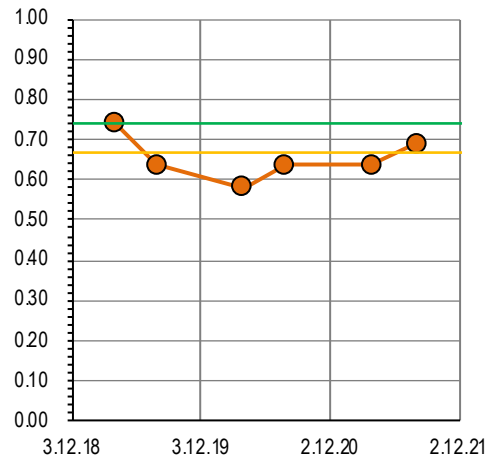
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Salmsacher Aach, CH_148_TG

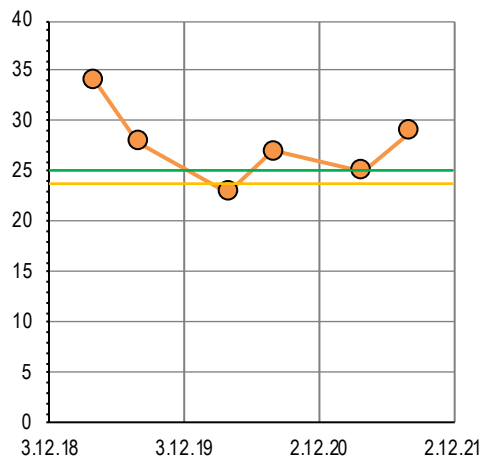
SPEAR-Index



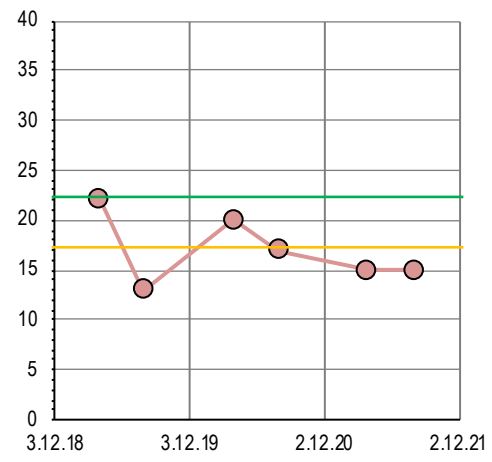
IBCH



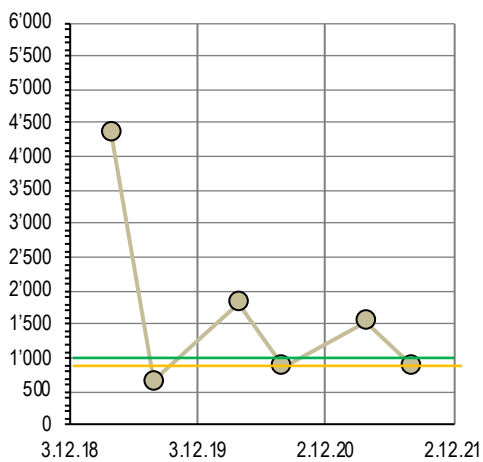
IBCH-Taxa



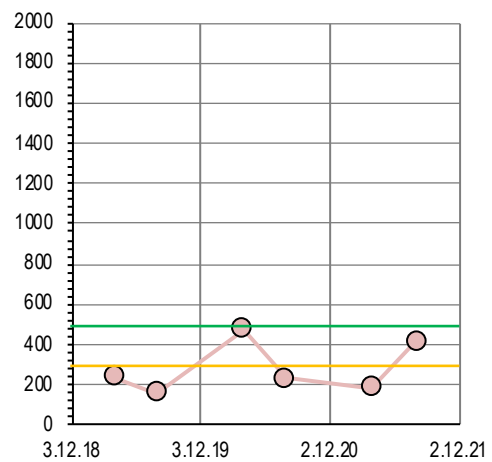
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



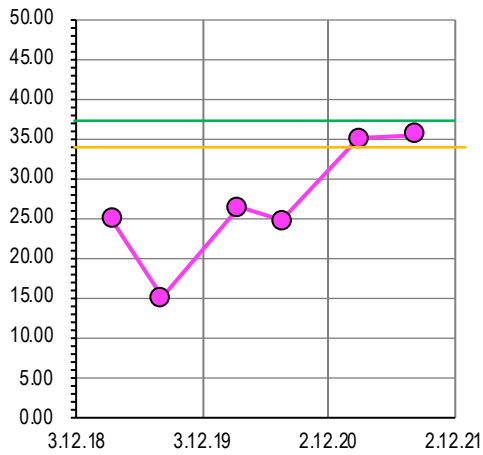
EPT-Abundanzen



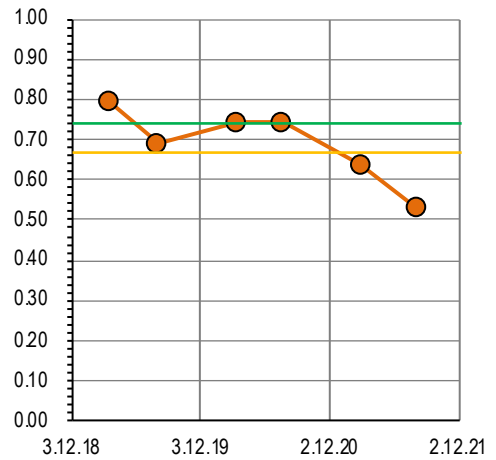
— Median der Referenzproben vom Frühling
 — Median der Referenzproben vom Sommer

Ruisseau GI, CH_150_VD

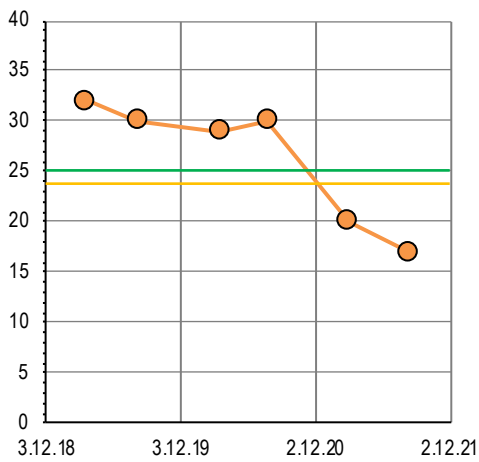
SPEAR-Index



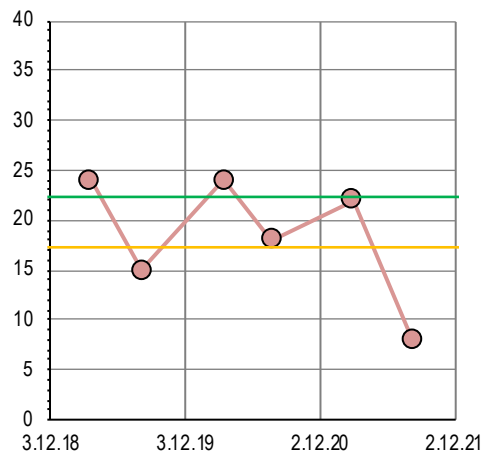
IBCH



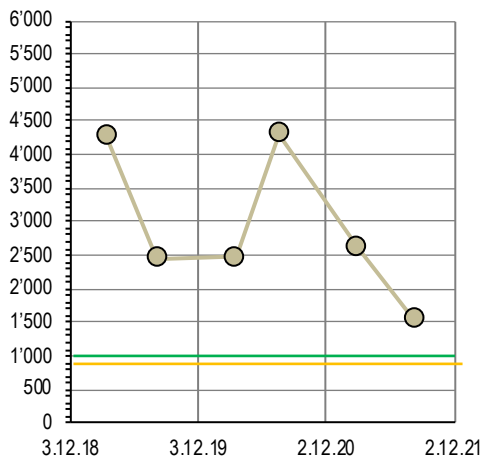
IBCH-Taxa



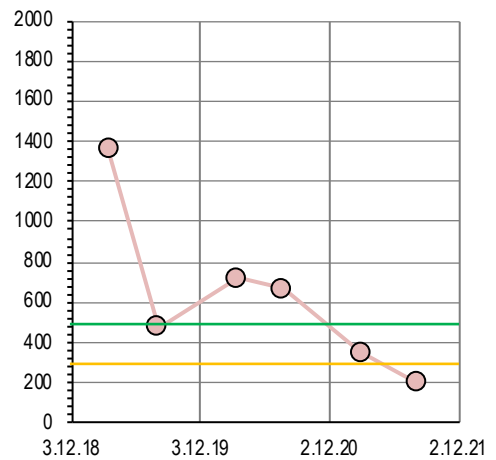
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



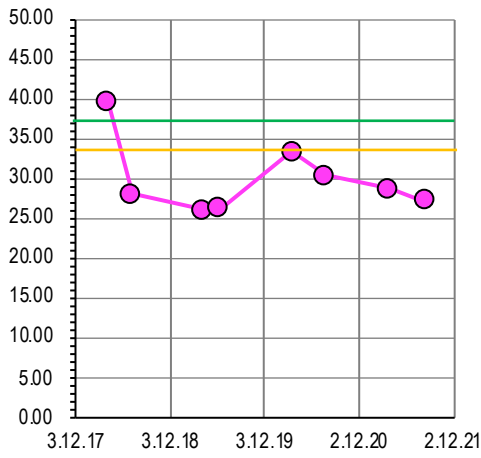
EPT-Abundanzen



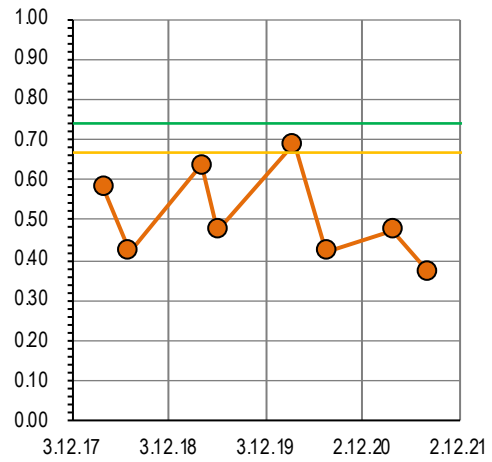
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Le Combagnou, CH_151_VD

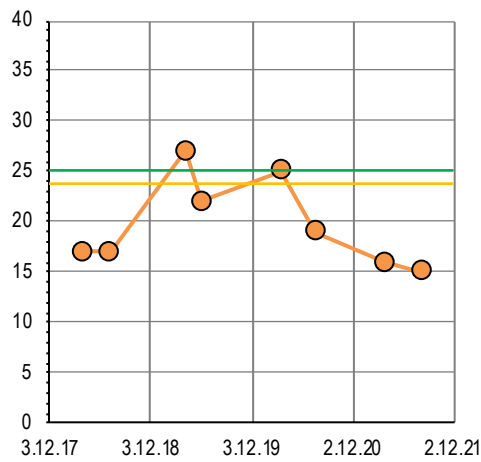
SPEAR-Index



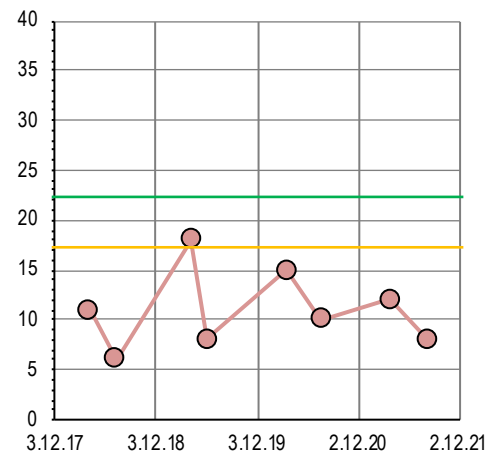
IBCH



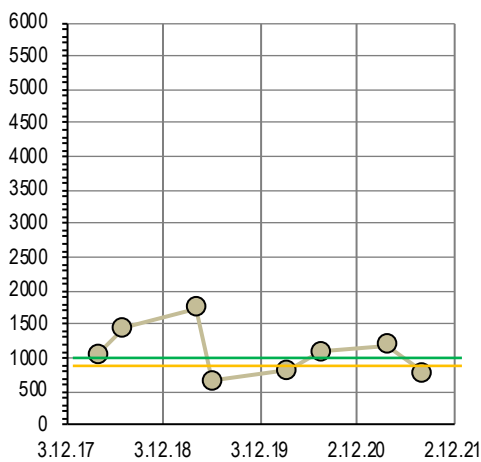
IBCH-Taxa



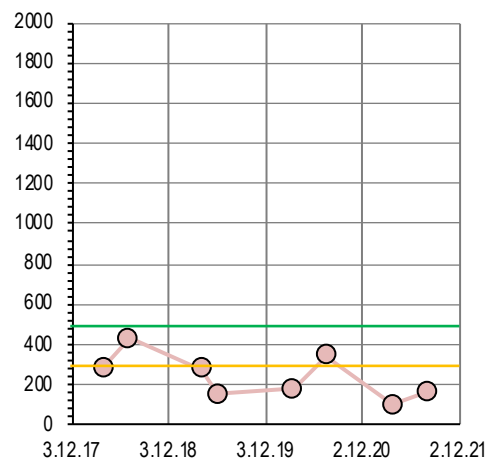
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



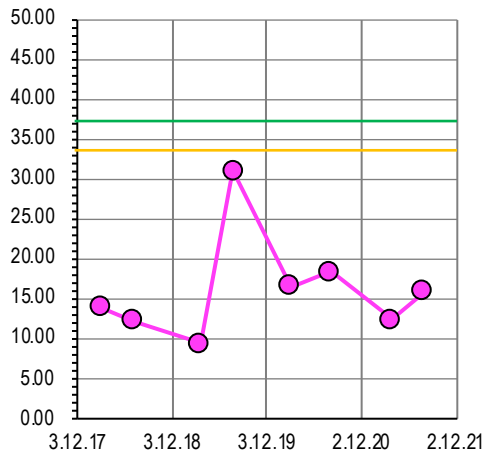
EPT-Abundanzen



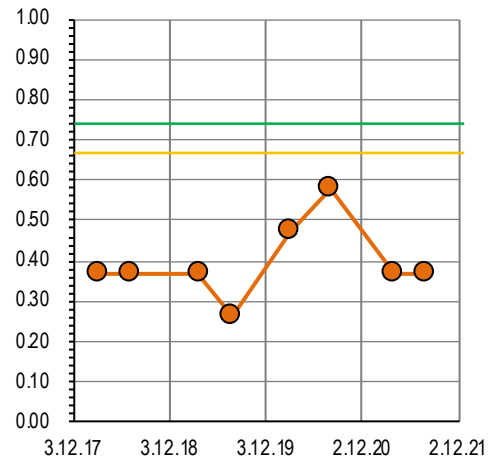
— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Sommer

Canal d'Uvrier, CH_152_VS

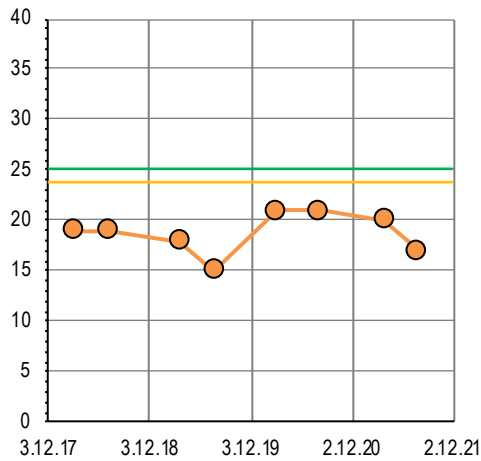
SPEAR-Index



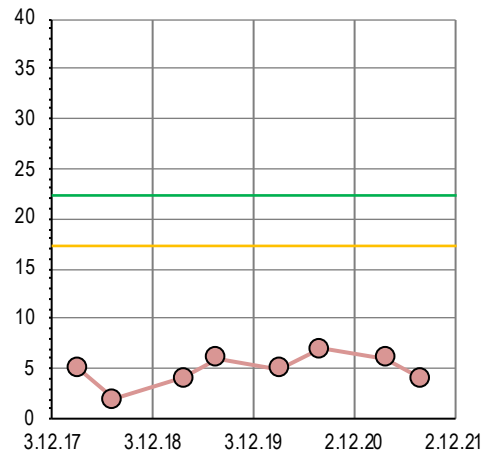
IBCH



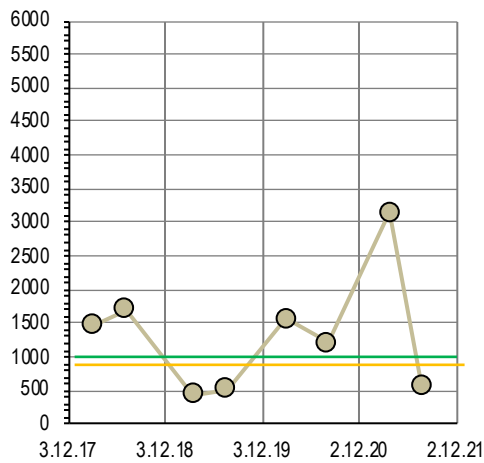
IBCH-Taxa



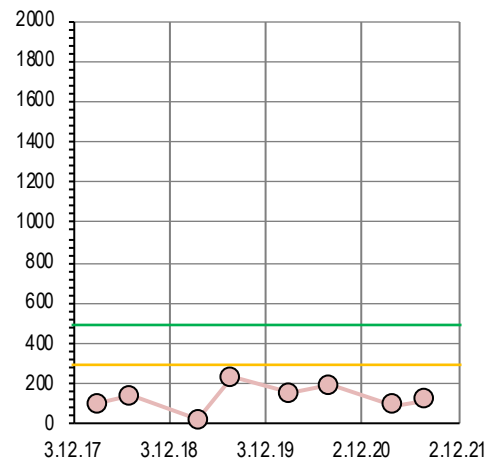
EPT-Artenzahl



Abundanzen total



EPT-Abundanzen



— Median der Referenzproben vom Frühling
— Median der Referenzproben vom Somm