

> Zustand der Schweizer Fließgewässer

*Ergebnisse der Nationalen Beobachtung
Oberflächengewässerqualität (NAWA) 2011–2014*



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

> Zustand der Schweizer Fließgewässer

*Ergebnisse der Nationalen Beobachtung
Oberflächengewässerqualität (NAWA) 2011–2014*

Impressum

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Autoren

Manuel Kunz, Yael Schindler Wildhaber, Anne Dietzel, Irene Wittmer, Vera Leib

Begleitung BAFU

Marc Bernard, Dienststelle für Umweltschutz, Kanton Wallis

Daniel Bernet, Fischereiinspektorat des Kantons Bern

Michael Eugster, Amt für Umwelt und Energie, Kanton St. Gallen

Susanne Haertel-Borer, Abteilung Wasser, BAFU

Marin Huser, Amt für Umweltschutz und Energie, Kanton Basel-Landschaft

Adrian Jakob, Abteilung Hydrologie, BAFU

Christian Leu, Abteilung Wasser, BAFU

Pius Niederhauser, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Kanton Zürich

Monika Schaffner, Abteilung Wasser, BAFU

Christian Stamm, Eawag

Gregor Thomas, Abteilung Wasser, BAFU

Mauro Veronesi, Ufficio della protezione delle acque e dell'approvvigionamento idrico, Kanton Tessin

Sabine Zeller, Abteilung Wasser, BAFU

Die Autoren bedanken sich herzlich bei folgenden Personen für ihre wertvolle Beiträge bei der Erstellung des Berichts: Tobias Doppler (Eawag), Werner Göggele (Umwelt und Energie, Kanton Luzern), Suzanne Mettler (Envilab AG), Kaspar Meuli, Ueli Sieber und Raphael Prinz (BAFU)

Zitierung

Kunz M., Schindler Wildhaber Y., Dietzel A. 2016: Zustand der Schweizer Fliessgewässer. Ergebnisse der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) 2011–2014. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1620: 87 S.

Gestaltung

Karin Nöthiger, Niederrohrdorf

Titelbild

Urtenen (BE), Foto BAFU/AURA

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uz-1620-d

Eine gedruckte Fassung kann nicht bestellt werden.

Diese Publikation ist auch in französischer Sprache verfügbar.

© BAFU 2016

> Inhalt

Abstracts	5
Vorwort	7
Zusammenfassung	9

1 Einleitung	12
---------------------	-----------

2 Grundlagen	14
2.1 Rechtliche Grundlagen	14
2.2 Gewässerbelastungen	14
2.2.1 Stoffeinträge	15
2.2.2 Gewässerverbauungen	16
2.2.3 Wasserkraftanlagen	17
2.2.4 Klimawandel	18
2.3 Abflussverhältnisse	19

3 Methoden	21
3.1 Monitoringkonzept von NAWA	21
3.1.1 Ziele von NAWA	21
3.1.2 Untersuchungsmodule: NAWA TREND und NAWA SPEZ	21
3.1.3 Messnetz	23
3.2 Untersuchungen und Beurteilung des Gewässerzustandes	24
3.2.1 Nährstoffe	26
3.2.2 Mikroverunreinigungen	26
3.2.3 Makrozoobenthos: Bioindikator für Wasser- und Lebensraumqualität	28
3.2.4 Kieselalgen (Diatomeen): Bioindikator für Nährstoffbelastung	28
3.2.5 Fische: Bioindikator für den Zustand der Fließgewässer	29
3.2.6 Wasserpflanzen (Makrophyten)	29
3.2.7 Äusserer Aspekt	30

4 Ergebnisse	31
4.1 Stoffliche Belastungen: Wasserqualität	31
4.1.1 Nährstoffe	31
4.1.2 Organische Mikroverunreinigungen	39
4.2 Biologischer Gewässerzustand	48
4.2.1 Makrozoobenthos	48
4.2.2 Kieselalgen (Diatomeen)	55
4.2.3 Fische	60
4.2.4 Wasserpflanzen (Makrophyten)	65
4.3 Äusserer Aspekt	70

5 Weiterentwicklung NAWA-Messprogramm und Modul-Stufen-Konzept	73
5.1 Weiterentwicklung des NAWA-Messprogramms	73
5.2 Weiterentwicklung des Modul-Stufen-Konzepts	74

6 Fazit	76
6.1 Verbesserungen und Defizite im Zustand der Schweizer Fließgewässer	76
6.2 Handlungsbedarf	77
6.2.1 Massnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands	77
6.2.2 Anpassungen beim Messprogramm NAWA	79

Anhang	80
---------------	-----------

Literatur	81
Glossar	84
Verzeichnisse	86

> Abstracts

The National Surface Water Quality Monitoring program (NAWA) is a joint monitoring programme implemented by the Confederation and the cantons. The present report presents the results of the surveys between 2011 and 2014 at approximately 100 measuring sites on medium and large watercourses in Switzerland. The investigations reveal some variation in the ecological condition of Swiss watercourses: nutrient levels have decreased, the importance of micropollutants is increasing and biological water quality is occasionally insufficient. The revealed deficits indicate that not all watercourses are able to fulfil their functions which are important for both humans and ecosystems.

Keywords:
Water Quality,
Rivers, Monitoring,
NAWA

Die Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) ist ein gemeinsames Monitoringprogramm von Bund und Kantonen. Der vorliegende Bericht präsentiert die Ergebnisse der Erhebungen zwischen 2011 und 2014 an den rund 100 Messstellen an mittelgrossen und grossen Fliessgewässern. Die Untersuchungen ergeben ein unterschiedliches Bild des ökologischen Zustands der Schweizer Fliessgewässer: Die Belastung mit Nährstoffen hat abgenommen, die Bedeutung der Belastung durch Mikroverunreinigungen wächst und die biologische Gewässerqualität ist teilweise ungenügend. Die aufgezeigten Defizite belegen, dass die Gewässer nicht überall in der Lage sind, ihre für Mensch und Ökosysteme wichtigen Funktionen zu erfüllen.

Stichwörter:
Gewässerqualität,
Fliessgewässer,
Monitoring, NAWA

L'Observation nationale de la qualité des eaux de surface (NAWA) est un programme de surveillance commun de la Confédération et des cantons. Le présent rapport décrit les résultats des relevés effectués entre 2011 et 2014 dans les quelque cent stations de mesure situées à proximité de moyens et grands cours d'eau. Les résultats des analyses forment un tableau nuancé de l'état écologique des cours d'eau suisses: si l'on a observé une réduction de la charge de nutriments, on a également constaté que la charge de micropolluants avait pris de l'ampleur et que la qualité biologique des eaux était parfois insuffisante. Les déficits identifiés montrent que les cours d'eau ne sont pas partout en mesure de remplir leurs fonctions vitales pour l'être humain et les écosystèmes.

Mots-clés:
Qualité des eaux,
cours d'eau, surveillance,
NAWA

L'osservazione nazionale della qualità delle acque superficiali (NAWA) è un programma di monitoraggio congiunto di Confederazione e Cantoni. Questo rapporto illustra i risultati dei rilievi effettuati tra il 2011 e il 2014 nelle circa 100 stazioni di misurazione in corsi d'acqua di medie e grandi dimensioni. Le analisi danno un quadro differenziato dello stato ecologico dei corsi d'acqua svizzeri: il tenore di nutrienti è sceso, mentre è in aumento l'importanza dei microinquinanti e la qualità biologica delle acque è parzialmente insufficiente. I deficit mostrati provano che le acque non sono sempre in grado di svolgere le loro funzioni fondamentali per l'uomo e gli ecosistemi.

Parole chiave:
qualità delle acque,
corsi d'acqua,
monitoraggio, NAWA

> Vorwort

Wie geht es eigentlich unseren Bächen und Flüssen? Die gängige Antwort auf diese Frage lautet: «Der Zustand der Schweizer Gewässer ist generell gut.» Eine Aussage, die Politiker genauso freut, wie Umweltbehörden und Bevölkerung, denn sie deckt sich mit unseren subjektiven Erfahrungen. Sommer für Sommer baden wir alle mit grösstem Vergnügen in unseren Flüssen und Seen. Und die Qualität unseres Trinkwassers ist derart gut, dass im Vergleich zum Mineralwasser qualitativ kein Unterschied auszumachen ist. Die Schweizerische Gewässerschutzpolitik ist unbestritten eine Erfolgsgeschichte. Dank grossen Investitionen ab der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts in die Abwasserreinigung, werden heute viele Schadstoffe von den Gewässern ferngehalten.

Doch bei genauerem Hinschauen bleibt die Freude über den Zustand der Fliessgewässer nicht ungetrübt. Denn was heisst schon «generell gut»: Ist das Wasser tatsächlich schweizweit sauber? Sind wirklich alle Wasserlebewesen gesund?

Wissenschaftliche Studien lassen Zweifel aufkommen. Sie belegen, dass durch menschliche Aktivitäten eine grosse Anzahl von Stoffen als Mikroverunreinigungen in die Gewässer gelangt. Stoffe, die bereits in kleinen Mengen Flora und Fauna beeinträchtigen können. Gerade deshalb stellen sie eine grosse Herausforderung für den Gewässerschutz dar. Wichtigste Quellen dieser Stoffe sind die Landwirtschaft und die Abwasserreinigungsanlagen. Viele Abwasserreinigungsanlagen sollen deshalb künftig technisch aufgerüstet werden. Darüberhinaus wirkt sich seit Jahrzehnten auch die Wasserkraftnutzung negativ auf den Lebensraum Gewässer aus. Verbauungen und künstliche Hindernisse haben zudem zur Folge, dass die heutige Struktur unserer Gewässer vielerorts kaum mehr etwas mit ihrem natürlichen Zustand zu tun hat. Die stofflichen und strukturellen Beeinträchtigungen zeigen negative Folgen für die Lebewesen in den Gewässern: Arten verschwinden, Fische verweiblichen oder sind in ihren angestammten Lebensräumen nicht mehr auffindbar.

Um schweizweit Defizite im Gewässerzustand aufzuzeigen und daraus Handlungsbedarf und Verbesserungsmassnahmen abzuleiten, braucht es koordinierte Untersuchungen. Aus dieser Überlegung heraus wurde 2011 von den Kantonen und dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) die Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) ins Leben gerufen. Nach den ersten vier Erhebungsjahren dieser gemeinsamen Monitoring-Initiative können wir Ihnen im vorliegenden Bericht Resultate präsentieren.

Damit kann erstmals ein differenziertes Bild des ökologischen Zustands der Fliessgewässer in der Schweiz aufgezeigt werden. Positiv fällt die stark verringerte Belastung von Flüssen und Bächen mit Nährstoffen ins Gewicht. Die Bewertung des ökologischen Zustands anhand wichtiger Pflanzen- und Tierarten zeigt, dass die Funktionsfähigkeit der Gewässer an bis zu einem Drittel der NAWA-Messstellen nicht ausreichend

ist. Das deutet auf eine erhebliche Beeinträchtigung der Lebensraumqualität hin, mit negativen Auswirkungen auf die Biodiversität und die Leistungen die durch sie erbracht werden.

Es bleibt uns nicht erspart, weiterhin Anstrengungen für einen guten Gewässerzustand zu unternehmen. Weitere neue Herausforderungen kommen auf uns zu: Im Umweltbericht 2015 hebt der Bundesrat zum Beispiel die Reduktion des Pflanzenschutzmitteleintrags in die Gewässer als dringendes Anliegen hervor. Denn die Pflanzenschutzmittel sind die für Wasserlebewesen kritischste Stoffgruppe aus der Landwirtschaft und sie können bekanntlich nicht in Abwasserreinigungsanlagen eliminiert werden. Wir können uns also nicht auf den Lorbeeren des heutigen Stands der Technik ausruhen.

Franziska Schwarz
Vizedirektorin
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

> Zusammenfassung

Mit der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) betreiben Bund und Kantone seit 2011 ein gemeinsames Monitoringprogramm zur integralen Untersuchung des Gewässerzustands. Dessen Überwachung und Beurteilung sind essentiell, um auf bestehende Defizite in der Gewässerqualität hinzuweisen und wirkungsvolle Gegenmassnahmen ergreifen zu können. Denn nur in einem guten Zustand können die Gewässer ihre wichtigen Funktionen erfüllen: sie dienen zum Beispiel der Trinkwassergewinnung für die Menschen und als Lebensraum von Tieren und Pflanzen.

Der vorliegende Bericht präsentiert und analysiert die NAWA-Ergebnisse seit Beginn der Messungen im Jahr 2011 bis 2014. Dabei zeigt sich erstmals ein differenziertes Bild des ökologischen Zustands der Fliessgewässer in der Schweiz. Die durch das NAWA-Messprogramm aufgezeigten Defizite vor allem in der biologischen Gewässerqualität belegen, dass die Gewässer nicht überall in der Lage sind, ihre für Mensch und Ökosysteme wichtigen Funktionen zu erfüllen. Wie der Bericht weiter zeigt, stehen bei den Defiziten zunehmend kleine Fliessgewässer im Vordergrund. Ihnen wurde bis jetzt zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt, obwohl sie einen Grossteil des Gewässernetzes ausmachen und als Kinderstube der Fische und Rückzugsort für viele Lebewesen bedeutende Funktionen erfüllen.

Positiv fällt bei der Analyse des Gewässerzustands die stark verringerte Belastung von Flüssen und Bächen mit Nährstoffen ins Gewicht. Der Ausbau der Abwasserreinigungsanlagen (ARA) hat messbare Erfolge für die Wasserqualität gebracht. Doch umgekehrt wird die Wasserqualität durch Mikroverunreinigungen beeinträchtigt. Diese Verunreinigungen gewinnen zunehmend an Bedeutung.

Trotz des Ausbaus der Abwasserreinigung und der Siedlungsentwässerung ist die Nährstoffbelastung in einigen Fliessgewässern nach wie vor zu hoch. Bewertet anhand der Diatomeen (Kieselalgen), einem Indikator für die Nährstoffbelastung, zeigten rund 10 % der NAWA-Messstellen entsprechende Werte, beim Phosphat waren es rund 30 % (Abb. 1). Dies namentlich dort, wo die Verdünnung des gereinigten Abwassers zu gering ist und wo diffuse Einträge (insbesondere aus der Landwirtschaft) zu hoch sind. Aufgrund der verbesserten Abwasserreinigung zeigte sich zudem, dass sich der äussere Aspekt, beispielsweise Schaumbildung oder schlechter Geruch, seit den 1990er Jahren deutlich verbessert hat. Durch diffuse Einträge belastet waren insbesondere mittelgrosse und kleine Fliessgewässer. Weiter fällt auf, dass die Einträge von Stickstoff in die Gewässer nicht im selben Mass reduziert werden konnten wie jene von Phosphor. Die Stickstoffeinträge sind mit Blick auf den Meeresschutz zu hoch.

Im Rahmen der ersten NAWA-Spezialuntersuchung im Jahr 2012 wurden an fünf Messstellen zahlreiche Mikroverunreinigungen teilweise in für aquatische Lebewesen problematisch hohen Konzentrationen nachgewiesen. Die festgestellten Konzentrationen deuten darauf hin, dass die Mikroverunreinigungen in Schweizer Fliessgewässern

Nationale Beobachtung
Oberflächengewässerqualität
(NAWA) zur integralen
Untersuchung des Gewässer-
zustands

Erstmals differenziertes Bild
des Zustands der Schweizer
Fliessgewässer

Verbesserte Wasserqualität,
jedoch steigende Bedeutung
der Belastung durch
Mikroverunreinigungen

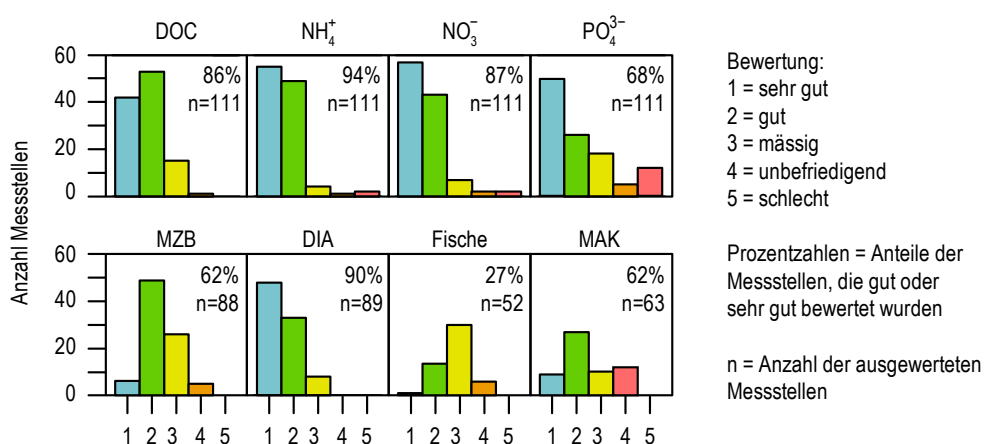
Punktuell immer noch zu hohe
Nährstoffbelastung

Beeinträchtigung der
Wasserqualität durch
Mikroverunreinigungen

mitverantwortlich sein können für die Defizite in der Artenvielfalt. Die höchsten Konzentrationen zeigten Mikroverunreinigungen, die durch gereinigtes Abwasser in die Gewässer gelangen. Am häufigsten wurden die Qualitätskriterien durch Rückstände von Pestiziden aus der Landwirtschaft und von Arzneimitteln aus Kläranlagen überschritten.

Abb. 1 > Bewertung der Gewässerqualität im Überblick

Verteilung der Bewertungen der NAWA-Messstellen im Erhebungsjahr 2012 für die wichtigsten Nährstoffparameter und die biologischen Parameter. Erste Zeile: gelöster organischer Kohlenstoff, Ammonium, Nitrat und Phosphat; zweite Zeile: Makrozoobenthos/Wirbellose, Diatomeen/Kieselalgen, Fische, Makrophyten/Wasserpflanzen.



Die Lebensbedingungen für die Fische sind nicht überall gut: nur knapp ein Drittel der NAWA-Messstellen erhielten eine gute oder sehr gute Bewertung. Je nach Bioindikatoren zeigten sich aber sehr unterschiedliche Resultate des biologischen Zustands (Abb. 1). Gemäss der Indikatoren Makrozoobenthos (Wirbellose) und Makrophyten (Wasserpflanzen) wurden knapp zwei Drittel der Messstandorte positiv bewertet. Somit war gemessen an den biologischen Parametern die Funktionsfähigkeit der Gewässer an mindestens 30 % der rund 100 NAWA-Messstellen ungenügend.

Biologischer Zustand zeigte teilweise grosse Defizite

Der Fließgewässerzustand erweist sich gemäss den NAWA-Resultaten auch räumlich als sehr unterschiedlich. Tendenziell am stärksten beeinträchtigt ist der Zustand der Mittellandgewässer. Dies erstaunt nicht, befinden sich doch die anthropogen am stärksten beeinflussten Regionen der Schweiz im Mittelland. Insgesamt zeigten die Bewertungen der NAWA-Messstellen, dass sich der Zustand besonders dann verschlechtert, wenn der Abwasseranteil eines Gewässers hoch, sein Einzugsgebiet stark besiedelt und durch eine intensive Landwirtschaft geprägt oder die Strukturvielfalt ungenügend ist. Gerade für die Fische mit ihren hohen Ansprüchen an die Qualität des Lebensraums spielen jedoch auch Defizite in der Durchgängigkeit oder Vernetzung der Gewässer sowie Abflussschwankungen und Veränderungen im Geschiebetransport eine mindestens ebenso grosse Rolle.

Starke Gewässerbelastung führt zu Verschlechterung im Zustand

Die im vorliegenden Bericht beschriebenen Defizite zeigen, dass es Massnahmen braucht, um sowohl den ökologischen Zustand der Schweizer Fliessgewässer wie ihre Widerstandskraft zu verbessern. Die Widerstandskraft muss nicht zuletzt mit Blick auf die Folgen des Klimawandels gefördert werden, der sich mit grosser Wahrscheinlichkeit negativ auf die aquatischen Ökosysteme auswirken wird. Es ist wichtig, die Gewässer zu stärken, um die Gesamtauswirkungen auf den ökologischen Zustand möglichst gering zu halten. Zu den dafür geeigneten Massnahmen gehören in erster Linie die Verringerung der Schadstoffeinträge sowie die Renaturierung der Gewässer.

NAWA-Messprogramm
unterstreicht Handlungsbedarf

Durch den Bau der ARA und der Kanalisationsnetze hat sich die Nährstoffbelastung der oberirdischen Gewässer in der Schweiz stark verringert. Nun gilt es, diese Infrastruktur zu erhalten und wo möglich zu optimieren. Wie vom Parlament beschlossen, sollen in den kommenden Jahren ausgewählte ARA mit Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen ausgebaut werden, um so unter anderem Spuren von Pestiziden, Kosmetika, Medikamenten und hormonaktiven Substanzen in den Gewässern zu reduzieren. Um eine möglichst grosse Wirkung zu erzielen, werden gezielt die grössten ARA, sowie grosse ARA im Einzugsgebiet von Seen und ARA an belasteten Gewässern aufgerüstet.

Massnahmen bei Kläranlagen:
Elimination von
Mikroverunreinigungen

Die Landwirtschaft ist insgesamt die wichtigste Quelle diffuser Einträge von Nährstoffen und Mikroverunreinigungen in die Gewässer. Am problematischsten für die Wasserlebewesen sind dabei nach dem heutigen Wissensstand Einträge von Pflanzenschutzmitteln. Um die Belastung der Gewässer zu vermindern, sind verschiedenste Massnahmen an der Quelle nötig. Darunter vor allem der reduzierte Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und eine weniger nährstoffintensive Bodenbewirtschaftung. Dadurch lassen sich Nitrat- und Phosphoreinträge vermindern. Im Vordergrund für die Fliessgewässer steht dabei die Reduktion der Nitratreinträge, da die Schweiz ihren zu hohen Stickstoffexport in die Nordsee via Rhein verkleinern sollte.

**Massnahmen in der
Landwirtschaft: Reduktion
von Nährstoffeinträgen und
Pflanzenschutzmitteln**

Parallel zur Reduktion der stofflichen Belastung müssen die Gewässer auch renaturiert werden. Dazu schreibt das Gewässerschutzgesetz diverse Massnahmen vor. Sie reichen von der Sicherung des Gewässerraumes über die Sanierung der negativen Folgen der Wasserkraftnutzung (Fischwanderung, Schwall-Sunk und Geschiebehaushalt) bis zu Revitalisierungen.

**Massnahmen zur Verbesserung
der Gewässerstruktur
und Sanierung Wasserkraft**

Um den Gewässerzustand und die Wirkung der zu seiner Verbesserung notwendigen Massnahmen umfassend beurteilen zu können, muss das NAWA-Messprogramm optimiert und an die aktuellen Herausforderungen in der Gewässerqualität angepasst werden. So sind zum Beispiel in der bisherigen Auswahl der Messstellen kleine Gewässer nicht enthalten, obwohl sie 75 % der Fließstrecke des Schweizer Gewässernetzes ausmachen. In Zukunft sollten Mikroverunreinigungen auch im Rahmen der NAWA-Daueruntersuchung an ausgewählten Stellen erhoben werden. Bisher waren diese wichtigen Erhebungen auf NAWA-Spezialuntersuchungen beschränkt.

**Anpassung und Optimierung des
NAWA-Messprogramms**

1 > Einleitung

Die Gewässer sind eine wichtige Lebensgrundlage von Menschen, Tieren und Pflanzen. Die Erhaltung dieser Funktionen ist Kern der Vision naturnaher Schweizer Gewässer. Dazu formuliert das Leitbild Fliessgewässer Schweiz die drei Entwicklungsziele ausreichender Gewässerraum, ausreichende Wasserführung und ausreichende Wasserqualität (BUWAL et al. 2003). Dass ein guter Fliessgewässerzustand in all diesen drei Bereichen für die wasserlebenden Organismen essentiell ist, hat beispielsweise das Projekt Fischnetz deutlich gezeigt (Meili et al. 2004).

Die Gewässer erfüllen wichtige Funktionen

Menschliche Aktivitäten können die Funktionen der Fliessgewässer negativ beeinflussen. Dies geschieht einerseits durch Schadstoffeinträge aus Siedlung und Industrie, der Landwirtschaft oder der Atmosphäre. Andererseits werden die Gewässer beeinflusst, wenn Gerinne eingeeignet und verbaut sowie die Wasser- und Geschiebeführung durch Nutzungen wie die Wasserkraft oder Wasserentnahmen verändert werden. Als Resultat verschlechtert sich der Zustand der Gewässer. Es ist von grundlegender Wichtigkeit, den Gewässerzustand inklusive der Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften zu beschreiben, um auf die Defizite mit adäquaten Massnahmen reagieren und deren Wirkung kontrollieren zu können.

Negative menschliche Einflüsse auf die Fliessgewässer

Die Umweltberichterstattung attestiert der Schweiz eine stark verbesserte Wasserqualität (Schweizerischer Bundesrat 2015). Dies vor allem dank grosser Anstrengungen in der Abwasserreinigung, wodurch die Belastung der oberirdischen Gewässer mit Stickstoff, Phosphor und organischem Kohlenstoff reduziert wurde. Der beschlossene Ausbau der wichtigsten ARA zur Elimination organischer Spurenstoffe wird die Schadstoffeinträge aus der Siedlung und der Industrie weiter reduzieren. Neben den Beschlüssen zur Verbesserung der Wasserqualität wurden in der Gewässerschutzgesetzgebung die Grundlagen zur Ausscheidung eines ausreichenden Gewässerraums, für Revitalisierungen und für die Reduktion der negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung geschaffen. Trotz dieser Anstrengungen und den erzielten Fortschritten bestehen weiterhin Defizite im Gewässerzustand und somit Handlungsbedarf.

Verbesserungen im Gewässerzustand, aber weiterhin existierende Defizite

Damit die Auswirkungen aller Belastungen auf die Lebensgemeinschaften beschrieben werden können, ist eine Untersuchung des Gewässerzustands mittels biologischer Untersuchungen nötig – zusätzlich zu direkten Messungen der Stoffe im Gewässer. Diese Betrachtungsweise gibt ein umfassendes Bild über den Zustand der Oberflächengewässer, da Lebensgemeinschaften auf die Summe an Belastungen reagieren. Mit der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) besteht seit 2011 erstmals ein von Kantonen und Bund gemeinsam betriebenes Messprogramm, das die integrale Gewässeruntersuchung verfolgt. NAWA hat zum Ziel, eine gesamtschweizerisch einheitliche Übersicht über den Zustand der Oberflächengewässer, dessen Entwicklung, die Früherkennung von Problemen und die Erfolgskontrolle von Massnahmen zu geben und damit die Steuerung der schweizerischen Gewässerschutzpolitik zu ermöglichen (BAFU, 2013b). Dieses Messprogramm komplementiert damit die auf die

NAWA: koordinierte, schweizweite Untersuchung des Zustands der Oberflächengewässer

unterschiedlichen Bedürfnisse der Kantone ausgerichteten kantonalen Gewässeruntersuchungen. NAWA fokussiert vorerst auf Fliessgewässer, der Einbezug der Seen ist vorgesehen. Auf der Grundlage der Auswertung der Resultate der Startphase soll das NAWA-Programm evaluiert werden, um es ab 2018 umfassender auf die gesetzten Ziele ausrichten zu können.

Die vorliegende Publikation gibt einen Überblick über den ökologischen Zustand der Fliessgewässer in der Schweiz und leitet aufgrund der festgestellten Defizite den Handlungsbedarf in verschiedenen Bereichen menschlicher Aktivitäten ab. Grundlage dazu bildeten in erster Linie die ersten biologischen und chemisch-physikalischen Untersuchungen von NAWA, die 2011 bis 2014 realisiert wurden. Ergänzend wurden im Rahmen von Exkursen Resultate ausgewählter Untersuchungen zu den Themenbereichen von NAWA beigezogen, um Lücken im Messstellennetz und in den erhobenen Parametern von NAWA möglichst zu schliessen. Diese Exkurse umfassen biologische Untersuchungen an grossen und kleinen Gewässern, chemisch-physikalische Langzeituntersuchungen von Bund und Kantonen sowie Spurenstoffmessungen. Weitere Daten, z. B. zur Ökomorphologie und zur Landnutzung in den Einzugsgebieten, wurden als mögliche Einflussfaktoren für den Zustand der Lebensgemeinschaften mitbetrachtet, ihr Zustand und ihre Veränderung aber nicht detailliert analysiert. Aufgrund der NAWA-Erhebungen und der ergänzenden Daten wurden mittels geeigneter Belastungsindikatoren der Zustand und wo möglich dessen Entwicklung in Fliessgewässern bewertet.

Ziele des Berichts

2 > Grundlagen

2.1 Rechtliche Grundlagen

Zur gewässerspezifischen Information der Öffentlichkeit über den Umweltzustand sind Bund und Kantone durch das Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer verpflichtet (Art. 50 Gewässerschutzgesetz, GSchG; SR 814.20). Während der Bund Erhebungen von gesamtschweizerischem Interesse durchführt und darüber berichtet (Art. 57 GSchG), obliegen den Kantonen weitere für den Vollzug des Gesetzes wichtige Erhebungen sowie die Mitteilung der Ergebnisse an den Bund (Art. 58 GSchG). Die Grundlagen für die Beurteilung des Gewässerzustands liefert die Gewässerschutzverordnung (GSchV; SR 814.201) mit den ökologischen Zielen für die Gewässer (Anhang 1 GSchV), die laut Art. 1 der GSchV bei allen Massnahmen berücksichtigt werden müssen, und den numerischen Anforderungen an die Wasserqualität (Anhang 2 GSchV). Artikel 47 GSchV formuliert den Handlungsbedarf, wenn die Mindestanforderungen nach Anhang 2 nicht eingehalten werden. Unabhängig von der Einhaltung der Anforderungen an die Wasserqualität gelten die allgemeine Sorgfaltspflicht (Art. 3 GSchG) und das allgemeine Verunreinigungsverbot (Art. 6 GSchG), welche Verunreinigungen nicht erst entstehen lassen.

**Gewässerschutzgesetz
und -verordnung**

2.2 Gewässerbelastungen

Menschliche Aktivitäten im Zusammenhang mit den vielfältigen Bedürfnissen der Gesellschaft und einer intensiven Landwirtschaft setzen die Gewässer unter Druck (Schweizerischer Bundesrat 2015). Dieser Druck manifestiert sich in Gewässerbelastungen, welche sich negativ auf den Zustand der Ökosysteme und der aquatischen Organismen auswirken können. Stoffliche Belastungen werden in Gewässeruntersuchungen seit langem ausführlich untersucht, so auch in NAWA. Entsprechende Resultate werden im Kapite 4.1 Stoffliche Belastungen: Wasserqualität präsentiert. Weitere relevante Belastungen, deren Untersuchung nicht Teil von NAWA, aber ebenfalls entscheidend für den in Kapitel 4.2 Biologischer Gewässerzustand dokumentierten biologischen Gewässerzustand sind, werden in den folgenden Abschnitten beschrieben. Insbesondere sind die Auswirkungen von Gewässerverbauungen und Wasserkraftanlagen sowie des Klimawandels relevant.

**Biologischer Gewässerzustand
kann durch Belastungen
wie Stoffeinträge, Verbauungen
und Wasserkraftanlagen
beeinträchtigt werden**

Zur Interpretation des festgestellten Gewässerzustands wurden Belastungsindikatoren verwendet, mit welchen das Ausmass der Gewässerbelastung durch Stoffe und Gewässerverbauungen abgeschätzt werden kann (zusammengefasst in Tab. 1). Mittels der im vorliegenden Bericht präsentierten Gegenüberstellungen von Ausprägungen der Belastungsindikatoren und des festgestellten Gewässerzustands können keine eindeutigen Kausalitäten nachgewiesen werden, da in der Regel verschiedene Belastungen den Gewässerzustand beeinflussen. Graphisch dargestellte Trends können aber Hinweise auf bekannte anthropogene Belastungen geben, die allfällige Defizite im erfassten Gewäs-

**Indikatoren geben Hinweise auf
anthropogene Belastungen**

serzustand verursachen. Für Gewässerbelastungen, die durch Wasserkraftanlagen und durch den Klimawandel verursacht werden, wurden keine Belastungsindikatoren definiert. Die Relevanz dieser Gewässerbelastungen wird jedoch in den folgenden Abschnitten kurz erläutert.

Tab. 1 > Übersicht zu den Gewässerbelastungen und den zugeordneten Belastungsindikatoren

Gewässerbelastung	Belastungsindikator
Stoffeinträge via Abwasser aus Siedlung, Gewerbe und Industrie (Nährstoffe, Mikroverunreinigungen wie Arzneimittel, hormonaktive Substanzen und Pestizide)	• Hoher Abwasseranteil am Niedrigwasserabfluss Q_{347} steht für hohe stoffliche Belastung • Hoher Siedlungsflächenanteil im Einzugsgebiet steht für hohe stoffliche Belastung
Diffuse Stoffeinträge aus der Landwirtschaft (Nährstoffe, Pflanzenschutzmittel)	• Hoher Flächenanteil Ackerbau und Dauerkulturen (nachfolgend als Ackerbau zusammengefasst) im Einzugsgebiet steht für hohe stoffliche Belastung • Hohe Dichte an Grossvieheinheiten (GVE/ha) im Einzugsgebiet steht für hohe stoffliche Belastung
Einschränkung Gewässerstruktur durch Gewässerverbauungen	• Ungenügender ökomorphologischer Zustand um die Messstelle steht für starke Beeinträchtigung
Stoffeinträge und Einschränkung Gewässerstruktur gesamthaft	• Hohe Flächenanteile Wald + unproduktive Flächen im Einzugsgebiet stehen für geringe stoffliche Belastung und geringe morphologische Beeinträchtigung

2.2.1 Stoffeinträge

Übermässige Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Fliessgewässer beeinträchtigen die Wasserqualität. Die Einträge erfolgen punktuell via Abwasser aus Siedlung, Gewerbe und Industrie sowie diffus vor allem aus der Siedlung und der Landwirtschaft. Zur Beschreibung des Ausmasses dieser Einträge wurden die Belastungsindikatoren Abwasseranteile am Niedrigwasserabfluss Q_{347} , die Landnutzungsanteile der Siedlungsfläche, der Ackerbauflächen, des Walds und der unproduktiven Flächen im Einzugsgebiet sowie die Dichte an Grossvieheinheiten beigezogen (Tab. 1).

Der prozentuale Anteil an kommunalem Abwasser bezogen auf den Q_{347} wurde basierend auf der Einwohnerzahl im Einzugsgebiet und dem mittleren Abwasseranfall pro Einwohner abgeschätzt. Die Unsicherheit in dieser Abschätzung kann dazu führen, dass die abgeschätzte Abwassermenge die an der entsprechenden Abflussmessstelle gemessene Menge und den Q_{347} übersteigt. Daraus resultieren für einige Messstellen abgeschätzte Abwasseranteile $> 100\%$. Trotz dieser Unsicherheit kann davon ausgegangen werden, dass die Grössenordnung und die Unterschiede zwischen Messstellen abgebildet wird.

Abwasseranteil am Q_{347}

Grundlage für die Berechnung der Landnutzung in den Einzugsgebieten war für die Anteile der Siedlungsfläche, des Walds und der unproduktiven Flächen die Arealstatistik (BFS 2006). Der Ackerbauflächenanteil sowie die Dichte an Grossvieheinheiten basieren auf der landwirtschaftlichen Betriebszählung (BFS 2010).

Landnutzungsanteile im Einzugsgebiet

2.2.2 Gewässerverbauungen

Zahlreiche Schweizer Fliessgewässer sind verbaut oder eingengt, was neben der Lebensraumfunktion der Gewässer auch die Hochwassersicherheit beeinträchtigen kann. Auf degradierten Gewässerabschnitten sind die Gewässerstrukturen unnatürlich, ist die Dynamik verlorengegangen und die Längsvernetzung ungenügend.

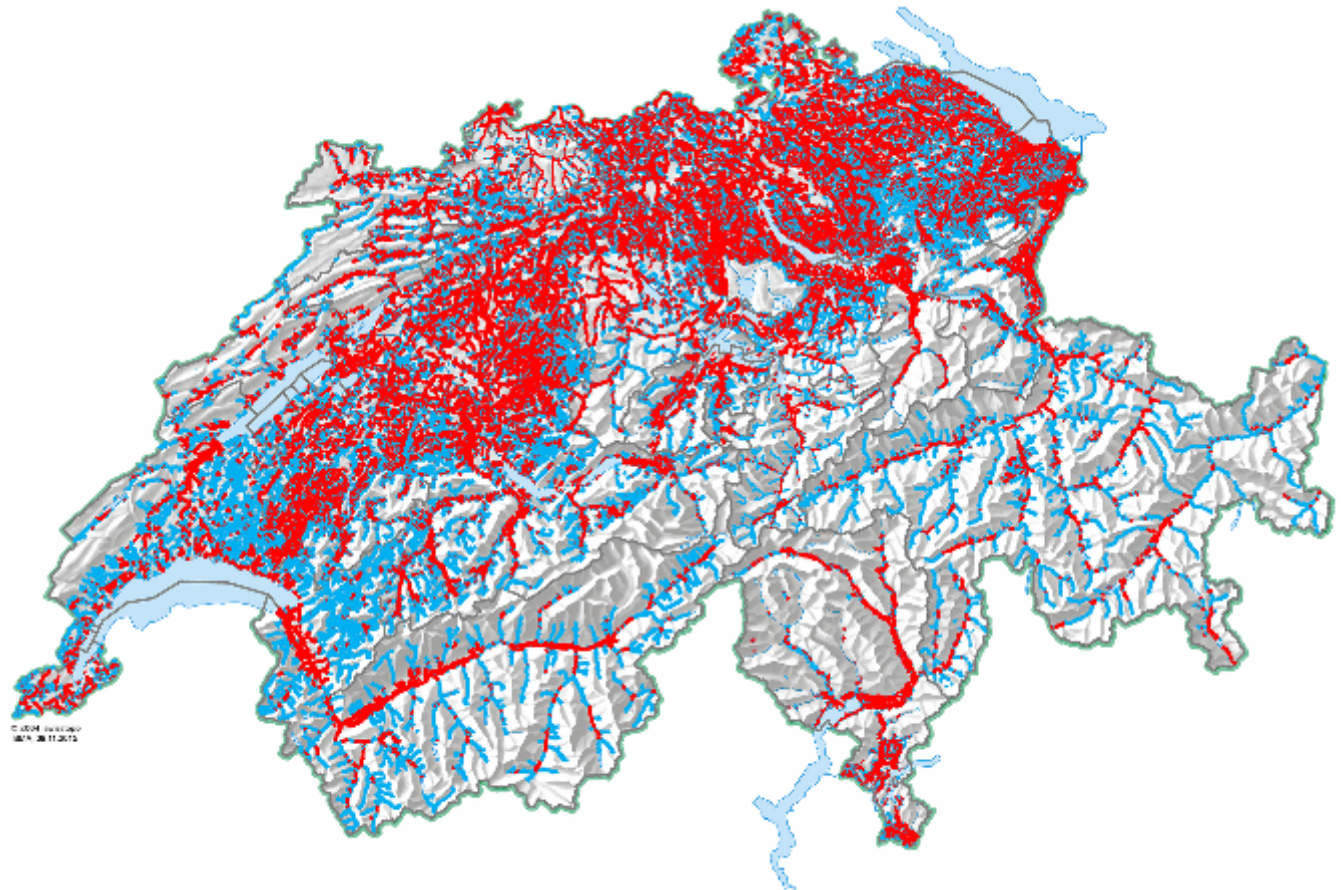
Die kantonalen Planungen zur Revitalisierung der Fliessgewässer wiesen aus, dass 13 800 Kilometer stark verbaute oder eingengte Flusssohlen und Ufer aufweisen (Abb. 2). Von diesen Fliessgewässern weisen 9 600 Kilometer einen hohen oder mittleren Nutzen für Natur und Landschaft auf (BAFU, 2015e).

Das Modul Ökomorphologie Stufe F des Modul-Stufen-Konzepts ermöglicht die Beurteilung der Naturnähe von Fliessgewässern (Hütte und Niederhauser 1998). Mit dieser Methode wurden in kantonalen Erhebungen von 1997 bis 2008 in 24 Kantonen rund 29 000 km Fliessgewässer kartiert und vom BAFU ausgewertet (Zeh et al. 2009). Auf dieser Grundlage wurden die NAWA-Messstellen ökomorphologisch charakterisiert (BAFU, 2013b). Von den 86 NAWA-Messstellen mit Einzugsgebieten < 1 000 km² sind für 73 Stellen Informationen zur Ökomorphologie verfügbar. Stark beeinträchtigte Fliessgewässer sind im NAWA-Messnetz stark übervertreten und natürliche oder naturnahe Fliessgewässer sind untervertreten. Den grössten Anteil natürlicher/naturnaher Abschnitte weisen kleine Fliessgewässer mit Flussordnungszahlen 1 oder 2 auf. Deren Fehlen im NAWA-Messnetz erklärt auch den geringen Anteil an Messstellen mit natürlicher/naturnaher Morphologie.

Ökomorphologie an den
NAWA-Messstellen

Abb. 2 > Ökomorphologischer Zustand der Schweizer Gewässer

Gut strukturierte Fließgewässer (hellblau; Ökomorphologieklassen natürlich und naturnah) und strukturell stark anthropogen beeinträchtigte Fließgewässer (rot; Ökomorphologieklassen stark beeinträchtigt, künstlich und eingedolt).



Vereinfachte Darstellung übernommen aus (BAFU, 2015e)

2.2.3 Wasserkraftanlagen

Wasserkraftanlagen können die Gewässer unterschiedlich belasten. Sie können den Auf- und Abstieg von Fischen behindern. Sie erzeugen häufig künstliche Abflussschwankungen im Fluss, wobei Tiere weggeschwemmt und langfristig nicht mehr im Fluss leben können. Die Kraftwerke können auch eine Auswirkung auf das Geschiebe haben: in den Stauräumen lagert sich Geschiebe ab, das unterhalb der Staumauern und Wehre als Laichsubstrat, aber auch als Erosionsschutz fehlt.

Die kantonalen Planungen zur Sanierung der Fließgewässer bezüglich der Wasserkraftnutzung haben aufgezeigt, wie viele Wasserkraftanlagen saniert werden müssen. Schweizweit sind das etwa 1000 Fischwanderhindernisse von Wasserkraftanlagen, ca. 100 Wasserkraftwerke, die künstliche Abflussschwankungen (Schwall-Sunk) verursachen und ca. 500 Wasserkraftwerke und andere Anlagen, die Geschiebedefizite verursachen (BAFU, 2015e).

Für die Beschreibung des Ausmasses der Gewässerbelastung durch Wasserkraftanlagen wurde kein Indikator verwendet. Zwar ist für die meisten NAWA-Messstellen bekannt, ob an ihnen hydrologische Beeinträchtigungen (u.a. Schwall-Sunk und Restwasser) existieren (BAFU, 2013b). Diese Daten erwiesen sich aber als zu wenig aussagekräftig, um als Basis für entsprechende Belastungsindikatoren zu dienen. Nichtsdestotrotz ist die Gewässerbelastung durch Wasserkraftanlagen für den ökologischen Zustand gewisser Fließgewässer relevant.

2.2.4 Klimawandel

Ein Schlüsselfaktor für den Zustand eines Oberflächengewässers ist die Wassertemperatur. Alle Stoffwechselvorgänge, das Wachstum sowie die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften werden von ihr beeinflusst. Wenn die Temperaturgrenzen für eine bestimmte Art überschritten werden und diese nicht in kühlere Gewässer flüchten kann, kann sie nicht überleben. Dieser Effekt kann durch monatliche Temperaturstichproben an den NAWA-TREND-Messstellen zurzeit nicht gezeigt werden.

Fließgewässertemperatur als Schlüsselfaktor für Organismen

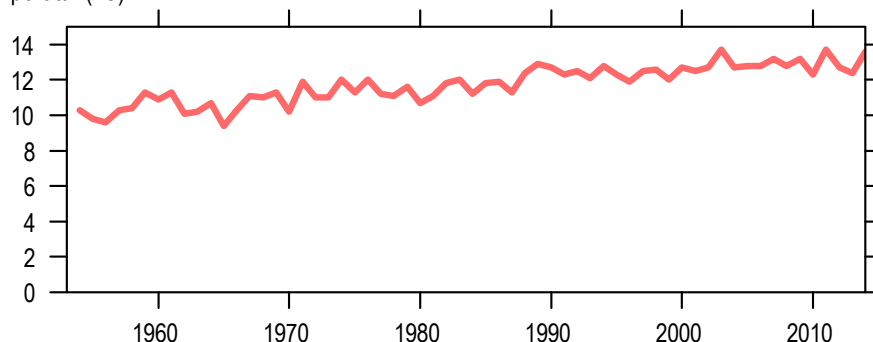
Langjährige Messreihen im Rhein bei Basel zeigen, dass die durchschnittliche Temperatur seit den 1950er Jahren um mehr als 2 °C angestiegen ist (Abb. 3). Eine ähnliche Veränderung konnte auch in anderen Oberflächengewässern im Mittelland festgestellt werden. Aufgrund der Klimaveränderung ist davon auszugehen, dass Perioden mit erhöhten Temperaturen zunehmen und damit in den kommenden Jahrzehnten mit einer weiteren Zunahme der Wassertemperatur in den Oberflächengewässern zu rechnen ist (BAFU, 2015d). Einleitungen von erwärmtem Wasser, beispielsweise aus Kühlanlagen, insbesondere der Atomkraftwerke mit Durchlaufkühlung und in weniger grossem Ausmass von grossen Industriestandorten, oder Einleitungen der Abwasserreinigungsanlagen können diesen Effekt noch verstärken.

Wassertemperaturen nehmen zu

Auch für die Beschreibung des Ausmasses der Gewässerbelastung aufgrund des Klimawandels wurde kein Indikator verwendet. Allfällige Auswirkungen auf das Temperatur- und Abflussregime werden sich erst in langjährigen Trends des Gewässerzustands niederschlagen.

Abb. 3 > Temperatur im Rhein bei Basel (Jahresmittel)

Wassertemperatur (°C)

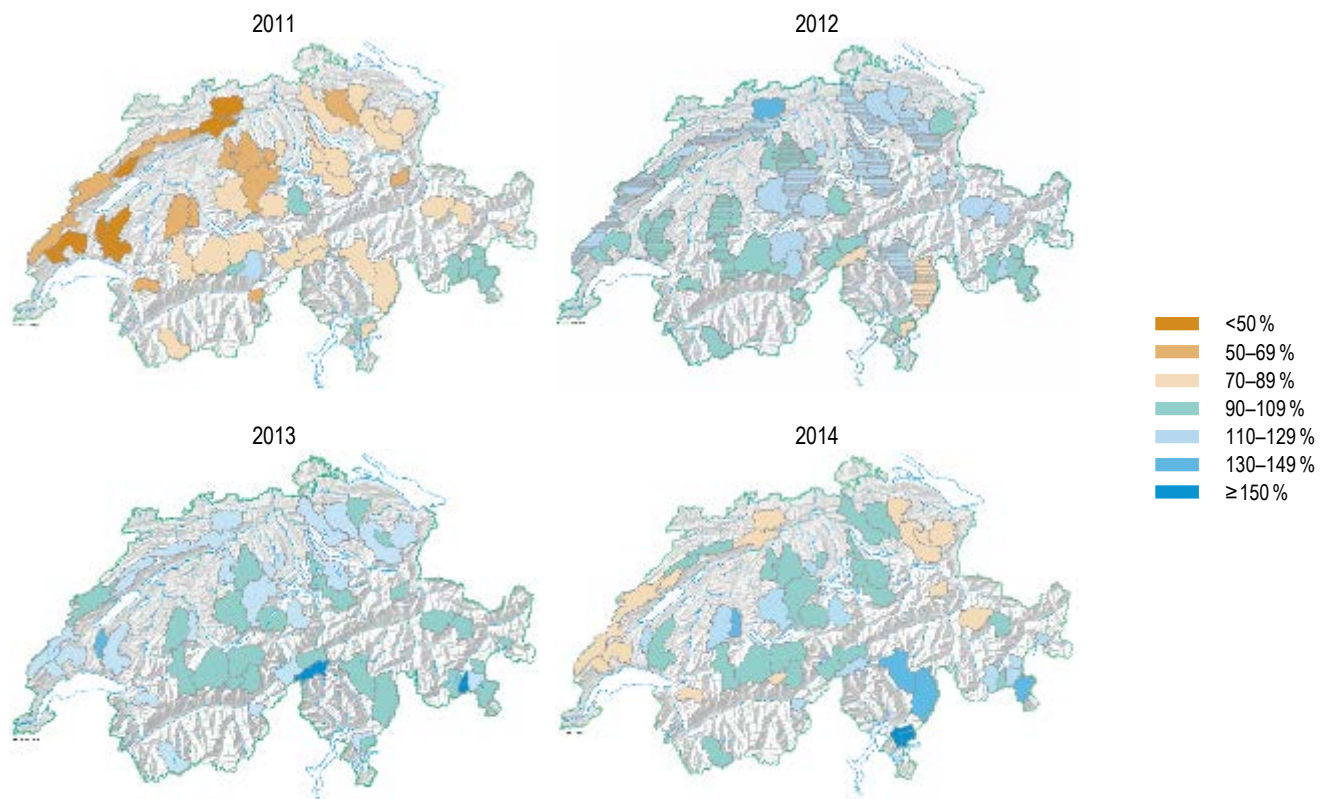


Quelle: www.bafu.admin.ch/naduf

2.3

Abflussverhältnisse**Abb. 4 > Abfluss**

Jahresmittel 2011, 2012, 2013 und 2014 im Vergleich zum mittleren Abfluss der langjährigen Normperiode 1981–2010 ausgewählter mittelgrosser Einzugsgebiete (%).



Quelle: BAFU, 2014; BAFU, 2015a; BAFU, 2015b; BAFU, 2015c

Die Abflussverhältnisse können die Bewertung bezüglich der Wasserqualität mitbeeinflussen. Einerseits werden viele Stoffe, z. B. Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel, bei Regenereignissen vermehrt in die Gewässer eingetragen. Andererseits können tiefe Abflusswerte zu einer geringeren Verdünnung der mit dem Abwasser eingetragenen Stoffe führen, wodurch erhöhte Konzentrationen im Gewässer resultieren.

An den NAWA-Messstellen wurden während der Untersuchungsperiode entweder direkt Abflussmessungen durchgeführt oder Daten von Abflussmessstellen in der Nähe zugeordnet (BAFU, 2013b). Lediglich bei vier Messstellen fehlt eine quantitativ repräsentative Abflussmessstelle in der Nähe, wodurch nur qualitative Abflussdaten vorlagen oder die Abflusswerte mithilfe von Daten mehrerer Stationen abgeschätzt werden mussten.

Zugeordnete Abflussmessungen

Die Abflussverhältnisse in den Untersuchungsjahren 2011 bis 2014 unterschieden sich substantiell (Abb. 4). In diesem Abschnitt werden die Abflussverhältnisse in der Untersuchungsperiode in den mittelgrossen bis grossen Flusseinzugsgebieten der Schweiz kurz zusammengefasst, lokal und in einzelnen Einzugsgebieten können sich die Verhältnisse von diesen generellen Trends aber unterscheiden.

**Unterschiedliche
Abflussverhältnisse 2011 bis 2014**

Aufgrund rekordhoher Temperaturen und sehr trockener Witterung vor allem im Frühling waren die Abflussmengen über das Jahr 2011 gemittelt stark unterdurchschnittlich und betrugen nur 70 bis 80 % der langjährigen Jahresmittelwerte (BAFU, 2015a). Eine Ausnahme zur Trockenheit bildete ein aussergewöhnliches Regen-auf-Schnee-Ereignis im Herbst 2011 im Berner Oberland und in der Zentralschweiz.

Tiefe Abflusswerte im Jahr 2011

Niederschlags- und folglich Abflussmengen waren 2012 durchschnittlich, tendenziell über dem langjährigen Mittel (z.B. auf der Alpennordseite um 10 bis 20 % (BAFU, 2015b)). Überdurchschnittliche Monatsabflüsse wurden vor allem im Januar, lokal im Juni und von September bis Dezember festgestellt, währenddem auf der Alpensüdseite die monatlichen Abflussmengen in etwa den langjährigen Mittelwerten entsprachen.

**Durchschnittliche Abflüsse im
Jahr 2012**

Die Jahresmittelwerte von Temperatur und Niederschlag 2013 entsprachen der langjährigen Norm, die saisonalen Unterschiede waren aber beträchtlich: Einem extrem sonnigen Sommer stand die Rekord-Sonnenarmut von Januar bis Mai gegenüber (BAFU 2014). Aufgrund dessen resultierten leicht überdurchschnittliche Jahresabflussmengen (5 bis 15 % über dem langjährigen Mittel). Anfang Juni wurden zudem nach intensiven Niederschlägen an vielen Messstationen der Alpennordseite 2- bis 10-jährliche Hochwasser verzeichnet.

**Durchschnittliche Abflüsse
im Jahr 2013, ausgeprägte
Saisonalität**

Auf der Alpennordseite lagen die Jahresmittelwerte der Abflussmengen 2014 in vielen Flüssen nahe oder eher unter dem langjährigen Durchschnitt. Demgegenüber übertrafen die Abflussmengen auf der Alpensüdseite sowie im Wallis und Engadin den langjährigen Durchschnitt. Am ausgeprägtesten waren diese hohen Abflussmengen im Tessin aufgrund der intensiven Niederschläge im November. Die generellen Trends waren aber in der ganzen Schweiz von grossen regionalen und saisonalen Unterschieden geprägt (BAFU, 2015c).

**Grosse regionale Unterschiede
in den Abflüssen im Jahr 2014**

3 > Methoden

3.1 Monitoringkonzept von NAWA

3.1.1 Ziele von NAWA

Mit der nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) schaffen Bund und Kantone die Grundlagen, um den Zustand und die Entwicklung der Schweizer Oberflächengewässer auf nationaler Ebene dokumentieren und beurteilen zu können (BAFU, 2013b). Im Einzelnen umfasst dieses Ziel:

- > **Beschreibung des Zustands** der Oberflächengewässer in der Schweiz:
 - einfache, einheitliche und über die ganze Schweiz vergleichbare **Übersicht**
 - Basis für die **Dokumentation** der mittel- und langfristigen Entwicklung
- > Bereitstellen von **Grundlagen**:
 - für die **Früherkennung** problematischer Entwicklungen und zur Steuerung der nationalen Gewässerschutzpolitik
 - in Form eines einheitlichen **Datenpools** für vertiefte Analysen
 - für die **Erfolgskontrolle** von heutigen und zukünftigen Massnahmen im Gewässerschutz und anderen Politikbereichen
 - für **Vergleiche zwischen Einzugsgebieten** mit ähnlichen Belastungssituationen in verschiedenen Kantonen
- > Koordination:
 - Förderung der **Zusammenarbeit zwischen Bund und Kantonen** und zwischen den Kantonen untereinander (Nutzung von Synergien)
 - Verbesserung des **Austauschs von Informationen und Erfahrungen** über administrative und hydrographische Grenzen hinweg
 - Verbesserung der Zusammenarbeit bei **kantonsübergreifenden Projekten** und der Vergleichbarkeit der Erhebungen zwischen Kantonen.

NAWA kann die Erhebungen der kantonalen Fachstellen für den Vollzug der Gewässerschutzgesetzgebung und die Gewässerüberwachung auf kantonaler Ebene nicht ersetzen. Solche Erhebungen erfordern in der Regel eine höhere Anzahl Messstellen, ein angepasstes Parameterset und einen höheren Aufwand.

3.1.2 Untersuchungsmodule: NAWA TREND und NAWA SPEZ

Die zwischen Bund und Kantonen koordinierten Untersuchungen an Fliessgewässern werden auf zwei Ebenen geführt, die sich hinsichtlich Zielen, Messstellen, Messparametern sowie zeitlicher Auflösung der Erhebungen unterscheiden:

-
- > *TREND*: Das Basismessnetz zur **Dauerbeobachtung**, die den langfristigen Überblick über den Zustand der Schweizer Fliessgewässer ermöglicht. Dazu werden seit 2011 die Fliessgewässer an über die ganze Schweiz verteilten Messstellen untersucht
 - > *SPEZ*: Die ergänzenden, problembezogenen **Spezialbeobachtungen** klären zeitlich beschränkt und in ausgewählten Einzugsgebieten spezifische Fragestellungen. Eine erste SPEZ-Kampagne fand 2012 statt.

Bereits seit Mitte der 1970er-Jahre führt der Bund chemisch-physikalische Erhebungen der Oberflächengewässerqualität im Rahmen der Nationalen Daueruntersuchung der Schweizerischen Fliessgewässer (NADUF) durch. NADUF verfolgt die Entwicklung von Wasserinhaltsstoffen (Nährstoffe, geogene Stoffe, Schwermetalle und andere Schadstoffe) vor allem an grossen Schweizer Flüssen mit dem Ziel, Grundlagen für Gewässerschutz und Forschung zur Verfügung zu stellen. Ergebnisse von NADUF flossen im vorliegenden Bericht zur Dokumentation der Entwicklung der Nährstoff- und Schwermetall-Belastung grösserer Fliessgewässer ein.

Untersuchungen der Nationalen
Daueruntersuchung der
Schweizerischen Fliessgewässer
(NADUF)

3.1.3 Messnetz

Abb. 5 > Messstellen und Erhebungen

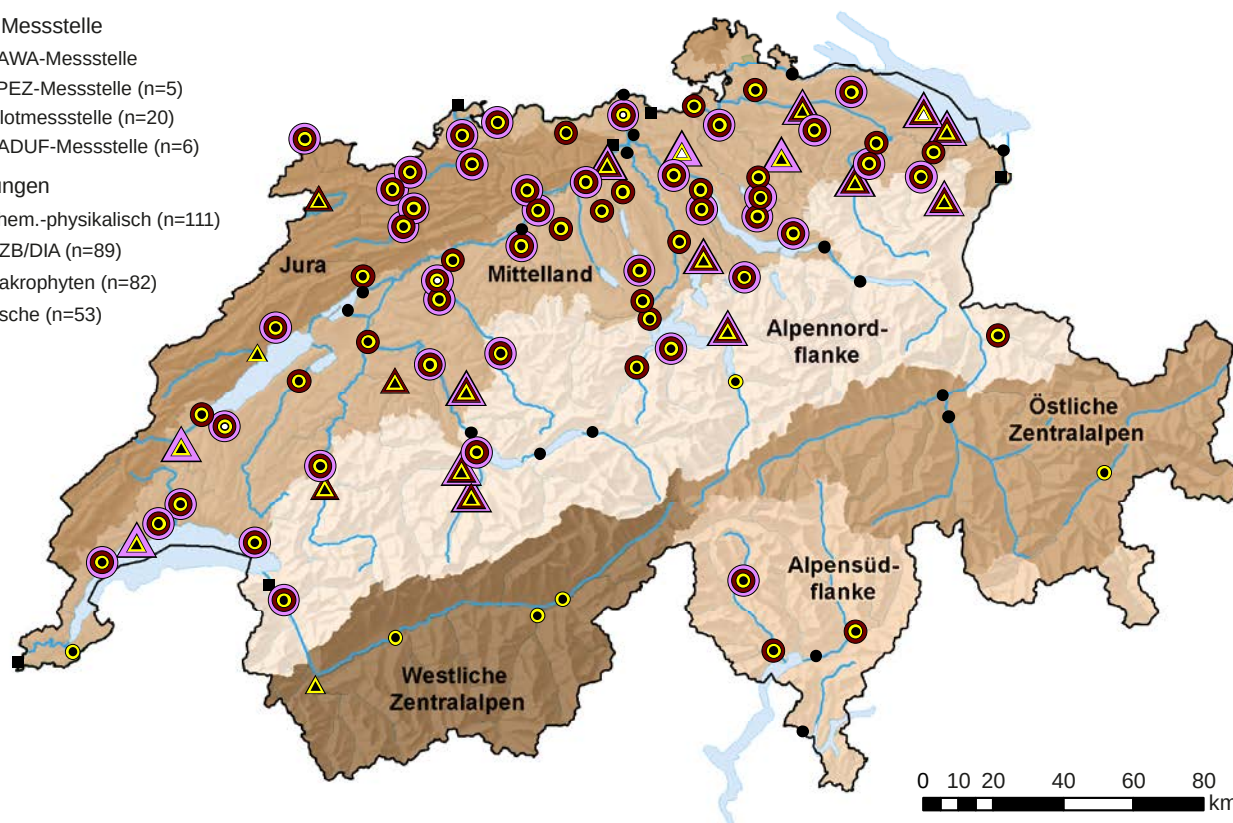
Lage der 111 NAWA-Messstellen in den biogeographischen Regionen (eingefärbte Flächen). Die Farben der Symbole illustrieren die 2011–2014 erhobenen Parameter (MZB: Makrozoobenthos, DIA: Diatomeen). Als Quadrate dargestellte Messstellen sind Teil von NAWA und NADUF, Dreiecke symbolisieren die 20 Pilotmessstellen.

Art der Messstelle

- NAWA-Messstelle
- △ SPEZ-Messstelle (n=5)
- ▲ Pilotmessstelle (n=20)
- NADUF-Messstelle (n=6)

Erhebungen

- Chem.-physikalisch (n=111)
- MZB/DIA (n=89)
- Makrophyten (n=82)
- Fische (n=53)



Hintergrunddaten: VECTOR25 © swisstopo (DV002232.1: Gewässerlinien), © 2004, swisstopo (Kartenhintergrund)

Das Messnetz von NAWA besteht aus 111 Messstellen, an denen im Wesentlichen bereits vor 2011 kantonale Erhebungen stattfanden. Die Einzugsgebiete der Messstellen weisen eine Fläche zwischen 25 und 36500 km² auf und sind über die ganze Schweiz verteilt (Abb. 5). Einige NAWA-Messstellen an grösseren Fließgewässern sind auch Teil von NADUF.

111 Messstellen

Von den 111 NAWA-Messstellen dienten 20 als Pilotstellen, an denen die biologischen Parameter von 2011–2014 jährlich erhoben wurden (siehe Beprobungsfrequenz in Tab. 2 sowie Abb. 5). Mit den Pilotstellen wurde eruiert, ob die Ergebnisse zwischen den Jahren deutliche Variationen zeigen, die eine jährliche Erhebung durch einen Mehrwert gegenüber vierjährigen Erhebungen rechtfertigen würde.

20 Pilotstellen

Bei 25 der 111 Messstellen sind die Einzugsgebiete grösser als 1000 km². Diese Stellen decken alle grossen Flüsse, deren Hauptzuflüsse, Zu- oder Ausflüsse grosser Seen sowie grosse ins Ausland fließende Gewässer ab. Die restlichen 86 Messstellen mit

Repräsentativität der
Messstellenauswahl

Einzugsgebieten zwischen 25 und 1000 km² repräsentieren die verschiedenen Typen von Gewässern und Belastungszuständen. Ihre Repräsentativität bezüglich Gewässertypen und Gewässerbelastungen in der Schweiz konnte anhand von Vergleichsdaten und ihrer geographischen Lage, hydrologischen Charakteristika und Beeinträchtigung, der Landnutzung im Einzugsgebiet, sowie der Belastung mit gereinigtem Abwasser und der ökomorphologischen Beurteilung aufgezeigt werden (BAFU, 2013b). Im Messnetz untervertreten sind weitgehend unbelastete Stellen (Referenzstellen). Ebenso sind Stellen im Alpenraum, insbesondere an kleineren Gewässern, untervertreten. Generell sind kleine und sehr kleine Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet < 25 km² und Gewässeroberläufe mit Flussordnungszahlen (FLOZ) 1 oder 2 im TREND-Messnetz nicht enthalten, diese umfassen aber 75 % des Schweizer Fließgewässernetzes. Für diese können die TREND-Erhebungen keine Aussage machen.

3.2 Untersuchungen und Beurteilung des Gewässerzustandes

Die im Rahmen von NAWA durchgeführten Untersuchungen sowohl der stofflichen Wasserqualität als auch der Lebensgemeinschaften in den Gewässern als Basis für eine umfassende Beurteilung der Fließgewässer sind in Tab. 2 zusammengefasst, bezogen auf das in Abb. 5 dargestellte Messstellennetz. Ausführlichere Beschreibungen der Methoden finden sich in den nachfolgenden Abschnitten 3.2.1–3.2.7.

Untersuchungen zur
Wasserqualität und den
Lebensgemeinschaften

Tab. 2 > Übersicht Untersuchungen

Anzahl ausgewerteter Messstellen sowie Beprobungsfrequenz und -zeitpunkt pro Erhebungsparameter. In Klammern jeweils die Angaben bezogen auf die jährlich durchgeführten Biologie-Erhebungen an den 20 Pilotmessstellen. «x» bezeichnet diejenigen Gewässerbelastungen (siehe Abschnitt 2.2), für die die entsprechende Methode aussagekräftig ist.

Parameter/MSK-Modul	Stellen (Pilot)	Beprobung		Aussagekraft (adaptiert von Känel et al. 2010b)			Fachbericht
		Frequenz (Pilot)	Zeitpunkt Erhebungen	Gewässer- verbauungen	Wasser- kraftnutzung	Stoffeinträge	
Chemisch-physikalisch: Nährstoffe MSK Stufe F (Liechti 2010)	111	monatlich	2011–2014			x	
Organische Mikroverunreinigungen (Götz et al. 2010; Wittmer et al. 2014a, kein MSK-Modul verfügbar)	5	kontinuierlich zeitpro- portionale Zwei- wochenmischproben	März–Juli 2012			x	
Makrozoobenthos MSK Stufe F (Stucki 2010)	88 (20)	einmal pro 4 Jahre (jährlich 2011–2014)	März/April	x	x	x	Stucki et al. (2015), Baumgartner et al. (2013)
Kieselalgen (Diatomeen) MSK Stufe F (Hürlimann und Niederhauser 2007)	89 (20)	einmal pro 4 Jahre (jährlich 2011–2014)	März/April			x	Hürlimann und Straub (2014b)
Fische MSK Stufe F (Schager und Peter 2004)	52 (0)	einmal pro 4 Jahre	Mitte August bis Oktober	x	x	x	Dönni und Guthruf (2014)
Wasserpflanzen (Makrophyten) (Känel et al. 2009; Känel et al. 2010a)	82 (20)	einmal pro 4 Jahre (2011, 2012 und 2014)	Juni– September	x	x	x	Roth et al. (2013) und Roth et al. (2014)
Äusserer Aspekt MSK Stufe F (Binderheim und Göggel 2007)	88 (20)	einmal pro 4 Jahre (jährlich 2011–2014)	März/April			x	Hürlimann und Straub (2014a)

Die Wasserqualität wurde bezüglich der Nährstoffkonzentrationen an allen Messstellen untersucht. Die Untersuchung der Mikroverunreinigungen beschränkte sich aufgrund des hohen analytischen Aufwands in einer ersten NAWA-SPEZ-Kampagne auf fünf ausgewählte Messstellen. Der Zustand der Lebensgemeinschaften wurde an den zugänglichen Messstellen für die wirbellosen Kleintiere der Gewässersohle (Makrozoobenthos), die Kieselalgen (Diatomeen), die Fische und die Wasserpflanzen (Makrophyten) untersucht. Diese Organismen reagieren auf Veränderungen in der Wasser- und Geschiebeführung, den Zustand des Gewässerraumes (Ökomorphologie, Durchgängigkeit) und die Wasserqualität und wirken daher als Bioindikatoren. Pro Bioindikator wurde ein Fachbericht erstellt, der die Resultate der Erhebungen zusammenfasst (siehe Verweise in der Spalte «Fachbericht» in Tab. 2). Ergänzend zu den biologischen Untersuchungen wurden makroskopisch erkennbare Beeinträchtigungen der Gewässerqualität (Äusserer Aspekt) erhoben.

Im Rahmen von NAWA gelangen vor allem die flächendeckenden (Stufe F) Methoden des Modul-Stufen-Konzepts (MSK) zur Anwendung, mit punktuellen Anpassungen und Präzisierungen (Tab. 2 und BAFU (2013b) sowie www.modul-stufen-konzept.ch). Die durch den Bund in Zusammenarbeit mit den Kantonen und der Eawag seit 1998 erarbeiteten Module konkretisieren die in Anhang 1 GSchV formulierten ökologischen Ziele eines naturnahen Gewässerzustands und stützen sich auf die numerischen Anforderungen an die Wasserqualität nach Anhang 2 GSchV. Die koordinierte Anwendung der Methoden erlaubt die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Erhebungen auf gesamtschweizerischer Ebene (Abb. 5, Tab. 2). Innerhalb des MSK fehlen bisher Erhebungs- und Bewertungsmethoden zu den Mikroverunreinigungen. Aus diesem Grund wurden die bestehenden Beurteilungskonzepte von Götz et al. (2010) und Wittmer et al. (2014a) verwendet.

Die Ergebnisse der Untersuchungen dieser Parameter werden gemäss des MSK-Bewertungsschema mit den fünf Zustandsklassen «sehr gut», «gut», «mässig», «unbefriedigend» und «schlecht» (Ökomorphologie und Makrophyten in vier, Äusserer Aspekt in drei Zustandsklassen) bewertet (Tab. 3).

Erhebungs- und
Bewertungsmethoden

Zustandsbewertung in
fünf Klassen

Tab. 3 > Bewertungsschema gemäss MSK in Klassen und zugehöriger Farbcode

Klasse	Ökologischer Zustand	Interpretation gemäss Anhang 1 resp. 2 GSchV
1	Sehr gut	ökologische Ziele resp. numerische Anforderungen erfüllt
2	Gut	
3	Mässig	
4	Unbefriedigend	
5	Schlecht	

Die Bewertung orientiert sich wenn möglich an den numerischen Anforderungen an die Wasserqualität (Anhang 2 GSchV). Die Anforderungswerte wurden im MSK als Grenze zwischen einem «mässigen» und einem «guten» Zustand verwendet. Für die anderen Parameter wurden die verbalen Formulierungen der ökologischen Ziele (An-

Numerische Anforderungen
und ökologische Ziele

hang 1 GSchV) in numerische Grössen umgesetzt, die dann als Grenze zwischen einem guten und mässigen ökologischen Zustand empfohlen wurden.

Die Qualität bei den Wasserqualitätsanalysen wird durch die beauftragten akkreditierten Labors sichergestellt. Zur Qualitätssicherung bei den biologischen Erhebungen wurde für jedes Biologie-Modul im Vorfeld der Untersuchungen mit allen am Projekt Beteiligten eine Kalibrationserhebung durchgeführt. Ausserdem wurden Mehrfachbehebungen durch unabhängige Teams realisiert. Die entsprechenden Mehrfachresultate gingen als Mittelwert in die Bewertung ein. Bei der Bestimmung von Taxa wurde das Material von einem weiteren Experten nachkontrolliert. Detaillierte Angaben zur Qualitätssicherung finden sich im NAWA-Konzeptbericht (BAFU, 2013b) sowie den MSK-Modulbeschrieben und Fachberichten der Erhebungen (Literaturverweise siehe Tab. 2).

3.2.1 Nährstoffe

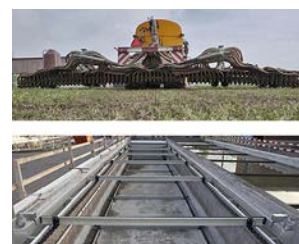
Die abiotischen Erhebungen umfassen chemisch-physikalische Standardparameter. Zur Beurteilung der Wasserqualität beschränkte sich NAWA TREND dabei auf die Nährstoffparameter, deren Konzentration in monatlichen Stichproben an allen 111 Messstellen erhoben wurde (Tab. 2, Abb. 5). Diese Parameter geben neben den natürlichen Hintergrundlasten vor allem an, wie stark die Gewässer mit Nährstoffen durch den Eintrag von gereinigtem Abwasser und von Düngern angereichert sind. Die Erhebungen umfassten die Parameter Ammonium (NH_4^+), Nitrit (NO_2^-), Nitrat (NO_3^-), Ortho-Phosphat (PO_4^{3-}), Gesamt-Phosphor (P_{tot}) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) anhand des Moduls Chemisch-physikalische Untersuchungen, Nährstoffe – Stufe F (Liechti 2010). Als Interpretationsgrundlagen wurden weitere chemisch-physikalische Hilfsparameter wie Temperatur, Sauerstoffkonzentration etc. erhoben (BAFU, 2013b).

3.2.2 Mikroverunreinigungen

In den Schweizer Fliessgewässern kommen verschiedenste durch den Menschen eingetragene Stoffe vor. Am relevantesten für die Wasserqualität sind jene, die wegen ihrer biologischen Aktivität verwendet werden (Wittmer et al. 2014a). Allen voran sind dies Pestizide (Pflanzenschutzmittel und Biozide) und Arzneimittel, die als meist organische Mikroverunreinigungen bereits in geringen Konzentrationen (milliardstel bis millionstel Gramm pro Liter) nachteilig auf Wasserlebewesen einwirken können. Nebst den organischen können auch anorganische Mikroverunreinigungen, namentlich Schwermetalle, in sehr tiefen Konzentrationen einen wesentlichen Einfluss auf die Wasserqualität haben.

Es war bisher nicht bekannt, welcher Anteil der zugelassenen Pestizide in den Gewässern in nachweisbaren Konzentrationen vorkommt. Die Untersuchung zu Mikroverunreinigungen im Rahmen des ersten NAWA-SPEZ-Programms im Jahr 2012 fokussierte deshalb auf alle zugelassenen organischen Pestizide. Zusätzlich wurden eine grosse Auswahl an Arzneimitteln sowie weitere Stoffe, die mit dem häuslichen Abwasser in die Gewässer gelangen, untersucht. Wegen der grossen Stoffvielfalt und der aufwändigen Analytik wurden die organischen Mikroverunreinigungen bis anhin nicht als Teil der Daueruntersuchung TREND untersucht.

Qualitätssicherung



Monatliche
Nährstoffuntersuchungen an 111
NAWA-TREND-Messstellen



Erste NAWA-SPEZ-Untersuchung
zu organischen
Mikroverunreinigungen

Die NAWA-SPEZ-Untersuchungen zu organischen Mikroverunreinigungen wurden 2012 in Zusammenarbeit des Bundes mit den Kantonen Aargau, Solothurn, Thurgau, Waadt und Zürich sowie der Eawag an fünf ausgewählten NAWA-Messstellen durchgeführt: Salmsacher Aach (Kanton TG), Furtbach (ZH), Surb (AG), Limpach (SO) und Mentue (VD; Abb. 5, Tab. 2). Die Einzugsgebiete dieser Messstellen erfüllten die für die Untersuchung definierten Kriterien eines relativ hohen Anteils an Ackerland, oder auch Spezialkulturen wie Obst, und an Siedlungsflächen. Ein weiteres Kriterium war, dass die Gewässer unterschiedliche Anteile an gereinigtem Abwasser enthalten sowie über das gesamte Schweizer Mittelland verteilt sind. Zudem wurden Fliessgewässer mit einer mittleren Einzugsgebietsgrösse (Flussordnungszahl 3 bis 6) ausgewählt. Die Messstellen deckten sich mit denen der biologischen Untersuchungen – mit Ausnahme der Messstelle an der Salmsacher Aach, wo die Biologie unterhalb der ARA-Einleitung untersucht wurde, während die Proben für die chemischen Analysen oberhalb der Einleitung entnommen wurden.

Zwischen März und Juli 2012 wurden kontinuierlich zeitproportionale Zweiwochenmischproben genommen. Das Ziel des Untersuchungskonzepts mit Zweiwochenmischproben war eine möglichst umfangreiche und zeitlich lückenlose Stofffassung. Das Konzept erlaubt jedoch nicht, Spitzenkonzentrationen zu detektieren.

Insgesamt wurden die Wasserproben auf 563 Stoffe untersucht. Bei den Pestiziden wurde in einem Screening nach nahezu allen zwischen 2005 und 2011 verwendeten gewässerrelevanten Stoffen gesucht (Wittmer et al. 2014b). Bei den Arzneimitteln wurden diejenigen Wirkstoffe untersucht, welche aufgrund von Verbraucherzahlen aus der Schweiz, Deutschland und den USA am häufigsten in den Gewässern zu erwarten sind (Longrée et al. 2013). Zusätzlich wurden mit Hilfe von Passivsammlern und einer Spezialanalytik die Insektizid-Stoffklassen Pyrethroide und Organophosphate erfasst. Dies deshalb, weil die chronischen Qualitätskriterien dieser Stoffe tiefer liegen, als die Bestimmungsgrenze gängiger Analysemethoden in Wasserproben (Moschet et al. 2015).

Um die in Gewässern gemessenen Konzentrationen von Stoffen in Bezug auf deren schädigende Auswirkungen auf Wasserorganismen beurteilen zu können, wurden die Konzentrationen mit wirkungsbasierten Qualitätskriterien, welche das Schweizerische Zentrum für angewandte Ökotoxikologie (Oekotoxzentrum) entwickelt hat, verglichen. Die mit Zweiwochenmischproben erfassten Verunreinigungen lassen sich mit den chronischen Qualitätskriterien beurteilen (Wittmer et al. 2014a). Dazu wird der sogenannte Risikoquotient aus gemessener Umweltkonzentration und dem chronische Qualitätskriterium gebildet. Liegt der Risikoquotient über eins, kann ein Risiko für aquatische Organismen nicht ausgeschlossen werden. Es wurde ein fünfstufiges Bewertungsschema in Anlehnung an das MSK verwendet (Götz et al. 2010; Wittmer et al. 2014a) (Tab. 3).

Da der Effekt von Stoffmischungen in der Summe höher sein kann als der höchste Effekt eines einzelnen Stoffes, wurde zusätzlich die Mischtoxizität beurteilt. Um die Mischtoxizität grob abschätzen zu können, wurden die Risikoquotienten einzelner Mikroverunreinigungen nach ihrer Wirkklasse (zum Beispiel insektizide Wirkung) gruppiert und pro Probe aufaddiert.

Fünf repräsentative NAWA-Messstellen an mittelgrossen Gewässern ausgewählt

Zweiwochenmischproben März–Juli 2012 für eine umfangreiche Stofffassung

Nahezu alle zugelassenen, gewässerrelevanten Pestizide und die häufigsten Arzneimittel untersucht

Bewertungsmethodik für Mikroverunreinigungen: ökotoxikologische Qualitätskriterien und Risikoquotienten

Bewertung der Mischtoxizität

Bis heute enthält der Anhang 2 der GSchV keine ökotoxikologisch begründeten numerischen Anforderungen an Oberflächengewässer für Mikroverunreinigungen, der Wert für organische Pestizide in Oberflächengewässern von 0,1 µg/l gilt generell. Mit der vom Bundesrat am 1.1.2016 in Kraft gesetzten geänderten GSchV wurde aber die Grundlage geschaffen für die Festlegung neuer, auf ökotoxikologischen Effekten basierten numerischen Anforderungen. Solche Anforderungen sollen nun so schnell wie möglich in die GSchV aufgenommen werden. Vorschläge des Oekotoxizentrums für ökotoxikologische Qualitätskriterien ermöglichen aber jetzt schon eine grobe Beurteilung der Wasserqualität im Sinne zukünftiger numerischer Anforderungen der GSchV¹. Zusätzlich zum Vergleich mit den wirkungsbasierten Qualitätskriterien wurden die gemessenen Konzentrationen mit der heutigen numerischen Anforderung von 0,1 µg/l verglichen.

Numerische Anforderungen für
Pestizide und ökotoxikologische
Qualitätskriterien

3.2.3 Makrozoobenthos: Bioindikator für Wasser- und Lebensraumqualität

Die Gesamtheit der wirbellosen Tiere am Gewässergrund wird als Makrozoobenthos bezeichnet. Sie sind als Bioindikatoren geeignet, da sie den Zustand des Gewässers über ihre gesamte Lebensdauer im Wasser integrieren und ihre Ansprüche an Wasserqualität und Lebensraum vielfach gut bekannt sind. Je nach Wasserqualität und Zustand des Lebensraums verändern sich Artenspektrum und Häufigkeit der vorgefundenen Arten (Stucki 2010).



Neben der Beurteilung durch das Modul-Stufen-Konzept (mittels Indice biologique suisse, IBCH) wurde die Beeinträchtigung des Makrozoobenthos durch Pestizide anhand des SPEAR_{pesticide}-Index (Beketov und Liess 2008) beurteilt. Der SPEAR_{pesticide}-Index lässt aufgrund des Vorkommens bzw. Fehlens von empfindlichen Organismen Rückschlüsse auf Pestizidbelastungen im Gewässer zu – insbesondere durch die auf das Makrozoobenthos einwirkenden Insektizide. Ausserdem wurde das Vorkommen der sensiblen Insektentaxa Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera), abgekürzt als EPT bezeichnet, im Detail betrachtet. Dies erlaubt weiterführende Auswertungen und eine robustere Beurteilung des biologischen Zustands.

Beurteilungsmethode
Makrozoobenthos

3.2.4 Kieselalgen (Diatomeen): Bioindikator für Nährstoffbelastung

Kieselalgen (Diatomeen) sind einzellige Algen mit einer siliziumhaltigen Schale. Sie werden seit Jahrzehnten als Bioindikatoren für die Nährstoffbelastung verwendet, da sie in allen Fließgewässern ganzjährig vorkommen und ihre Reaktion auf Umweltveränderungen gut bekannt ist. Das Artenspektrum und die Häufigkeit der Arten sind gute Langzeitindikatoren hinsichtlich der Nährstoffbelastung (Hürlimann und Niederhauser 2007).



¹ www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum/

Die Bewertung gemäss dem MSK-Modul Kieselalgen basiert auf dem berechneten Index DI-CH. Aufgrund der Eichung spiegelt der DI-CH in erster Linie die Wasserqualität hinsichtlich des Nährstoffgehaltes wider und ist nicht wesentlich von der Ökomorphologie oder der Spurenstoffbelastung des Gewässers beeinflusst.

Beurteilungsmethode Kieselalgen

3.2.5 **Fische: Bioindikator für den Zustand der Fliessgewässer**

Fische stellen hohe Ansprüche an ihren Lebensraum und reagieren empfindlich auf Veränderungen der Wasserqualität und der Wassertemperatur (Meili et al. 2004). Sie sind darum ausgezeichnete Indikatoren zur Beurteilung des morphologischen und hydrologischen Zustandes von Fliessgewässern sowie der Wasserqualität. Zudem lassen die Mobilität und das Wanderverhalten vieler Arten auch Rückschlüsse auf die Durchgängigkeit und Vernetzung der Gewässer zu. Da die meisten Fische relativ lange leben, hat die Beurteilung der Fischfauna eine Aussagekraft über längere Zeiträume als die der anderen biologischen Indikatoren (Schager und Peter 2004).



Die Fischuntersuchungen konnten nur an 52 Messstellen durchgeführt werden. Die restlichen Messstellen des NAWA Messnetzes waren nicht wasserbar, zu breit oder andere Parameter machten eine repräsentative Befischung unmöglich (z. B. starke Trübung durch Gletscherwasser). 72 % der bewerteten Stellen lagen im Mittelland, mehrheitlich in der Forellen- und Äschenregion. Die Gesamtbewertung berücksichtigt das Artenspektrum und die Dominanzverhältnisse der erfassten Fische, die Populationsstruktur und die Fischdichte der Indikatorarten, sowie Angaben hinsichtlich Deformationen und Anomalien. Zusätzlich wurden 0+-Bachforellen (Fische im ersten Lebensjahr) auf das Vorkommen der parasitären Infektionskrankheit PKD (Proliferative Nierenkrankheit; engl. Proliferative Kidney Disease) untersucht. Diese ist weit verbreitet in der Schweiz, kann zu hoher Mortalität von 0+-Bachforellen führen und damit das Bewertungsergebnis mitbeeinflussen. In Bezug auf den Fischbesatz war es das Ziel, dass im Erhebungsjahr entweder kein Besatz getätigt wurde, der Besatz erst nach der Befischung erfolgte oder die Besatzfische markiert wurden. Diese Anforderungen konnten in der ersten Erhebungsperiode jedoch in 21 % der Hauptgewässer und in 32 % der Zuflüsse nicht umgesetzt werden.

Beurteilungsmethode Fische

3.2.6 **Wasserpflanzen (Makrophyten)**

Zu den Makrophyten werden alle Wasserpflanzen gezählt, welche von blossem Auge erkennbar sind. Darunter fallen Gefässpflanzen, Moose und makroskopisch erkennbare Algen. Viele Makrophytenarten sind mehrjährig und die meisten Arten immobil, weshalb sie als Indikator für längerfristig auf einen Standort einwirkende Faktoren verwendet werden können. Im Vergleich zu den anderen biologischen Indikatoren sind Makrophyten relativ einfach zu erfassen, da die meisten Arten direkt im Feld auf die Art bestimmt werden können. Allerdings sind Makrophyten nicht in allen Fliessgewässern zu finden. Die Lichtverhältnisse, die Strömungsgeschwindigkeit und damit das Gefälle, die Abflussschwankungen und die Substratzusammensetzung bestimmen, ob und von welchen Makrophytenarten Fliessgewässer besiedelt werden können. Weiter beeinflussen die Temperatur und die Wasserqualität die Artenzusammensetzung (Känel et al. 2010a).



Da eine schweizweit erprobte, standardisierte Beurteilungsmethode für Makrophyten zurzeit noch fehlt, wurde die Beurteilung nach dem Vorgehensvorschlag des Kantons Zürich (Känel et al. 2010a) durchgeführt. Diese Methode wurde an Zürcher Gewässern entwickelt, die nicht alle Gewässertypen abdecken, welche im Rahmen des NAWA-Programms beprobt werden. Dies erschwert die Interpretation einiger NAWA-Daten. Die beprobten Untersuchungsabschnitte werden anhand Abfluss, Gefälle und mittlerer Wassertiefe, sowie des vorherrschenden Substrats und der Beschattung einem von fünf Vegetations-Gewässertypen zugeordnet: Vegetationsarmer Bach, Moosbach, Helophytenbach, Submersenbach oder Schwimmblattbach. Anschliessend werden die erhobenen Daten mit einem für den jeweiligen Vegetations-Gewässertyp definierten guten Zustand verglichen und bewertet. Viele Gewässer in den Schweizer Voralpen und Alpen sind Geschiebetrieben ausgesetzt, welche ein Aufkommen von Pflanzen verhindern. Eine Bewertung der Makrophytendaten dieses als «vegetationsarmer Bach» bezeichneten Gewässertyps ist nicht möglich (Känel et al. 2010a).

**Beurteilungsmethode
Wasserpflanzen**

3.2.7 Äusserer Aspekt

Die Beurteilung des äusseren Erscheinungsbilds gemäss Modul Äusserer Aspekt (Binderheim und Göggel 2007) erlaubt eine erste Grobbeurteilung des Gewässerzustands und die Überprüfung der in der GSchV im Anhang 2² festgelegten Anforderungen an die Wasserqualität. Die Erhebungen sind zudem als ergänzende Information hilfreich für die Interpretation der Befunde der biologischen Untersuchungen. Die Erhebungen des Äusseren Aspekts lassen sich folgenden Gewässerbereichen zuordnen:

- > Fließende Welle: Trübung, Verfärbung, Schaum, Geruch
- > Gewässersohle: Kolmation, Eisensulfid, heterotropher Bewuchs, Verschlammung, Feststoffe aus der Siedlungsentwässerung, Abfälle

Die Parameter der fließenden Welle und der Gewässersohle werden einzeln in drei Stufen bewertet und nicht zu einer Gesamtbewertung zusammengefasst. Es ist jeweils die Ursache der Befunde zu berücksichtigen, da gewisse Beeinträchtigungen auch natürliche Gegebenheiten widerspiegeln können.



**Beurteilungsmethode Äusserer
Aspekt**

² Anhang 2 Ziffer 11 Absatz 1 Buchstabe a und Absatz 2 Buchstabe a-c sowie Ziffer 12 Absatz 1 Buchstabe a und Absatz 2 Buchstabe b der GSchV

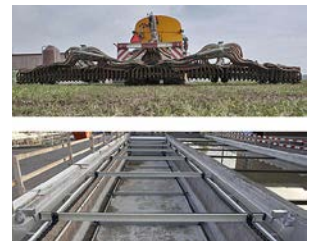
4 > Ergebnisse

Der erste Teil der Ergebnisse handelt von den stofflichen Belastungen, namentlich den Nährstoffen und den organischen Mikroverunreinigungen, die im Rahmen von NAWA und ergänzend betrachteten weiteren Untersuchungen gemessen wurden (Kapitel 4.1). Diese Ergebnisse ergeben mit den im Kapitel 2.2 dargestellten weiteren Gewässerbelastungen ein umfassendes Bild der Faktoren, die auf den festgestellten biologischen Fließgewässerzustand (Kapitel 4.2) einwirkten.

4.1 Stoffliche Belastungen: Wasserqualität

4.1.1 Nährstoffe

Die Nährstoffbelastung ist an den meisten Messstellen der untersuchten Gewässer gering. So wurden die numerischen Anforderungen gemäss GSchV Anhang 2 für Ammonium (NH_4^+) an rund 90 % respektive für den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) an 77 % der Messstellen eingehalten (Tab. 4, Abb. 6). Da auch rund 90 % der Messstellen bezüglich Nitrit (NO_2^-) mit «sehr gut» oder «gut» bewertet wurden, sind hohe Konzentrationen für die toxischen Stickstoffspezies NH_4^+ und NO_2^- selten. Nichtsdestoweniger ist die anthropogene Nährstoffbelastung in einigen Gewässern immer noch feststellbar. Je nach Parameter und Jahr erreichten bis zu einem Drittel der Messstellen keinen guten oder sehr guten Zustand (PO_4^{3-} im Jahr 2011). Für NO_3^- erfüllten rund 90 % der Messstellen den Anforderungswert. Weniger positiv fiel das Resultat beim Gesamtphosphor (P_{tot}) aus. Für diesen Parameter erfüllten nur rund 50 bis 60 % der Messstellen den Anforderungswert, was aber auf natürliche, meist nicht bioverfügbare Phosphoreinträge zurückzuführen ist. Die festgestellte Nährstoffbelastung spiegelt sich bei den Diatomeen wider, die als Bioindikator über die Zeit integrieren und für die Gesamtheit der Nährstoffbelastung eine Bewertung zulassen (vgl. Abschnitt 4.2.2).



An ca. 90 % der Messstellen eine geringe Stickstoffbelastung

Tab. 4 > Bewertung Nährstoffe

Anteile in Prozent der Messstellen für die Erhebungsjahre 2011 bis 2014 bzw. der Proben der gesamten Periode, die mindestens einen guten Zustand für den jeweiligen Parameter erreichten.

Jahr	Anteil erfüllter Zielwert (%)					
	DOC ^{*,**}	NH ₄ ^{**}	NO ₃ ^{-*}	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	P _{tot}
Messstellenbezogen						
2011	77	93	87	82	64	45
2012	86	94	87	90	68	52
2013	91	95	92	94	77	59
2014	95	98	95	92	73	62
Probenbezogen						
2011–2014	95	98	95	93	85	80

*numerische Anforderung in Anhang 2 GSchV definiert, bei NO₃⁻ für Fließgewässer, die der Trinkwassernutzung dienen; **bewertet nach oberer numerischer Anforderung (4 mg/l), bei natürlicherweise wenig belasteten Gewässern gelten tiefere Werte (1 oder 2 mg/l). Die DOC-Bewertung kann demzufolge bei gewissen Stellen tendenziell zu positiv ausfallen.

Gemäss MSK-Modul werden die Nährstoffe pro Messstelle und Jahr aufgrund des 90. Perzentilwerts der Konzentrationen in den jeweiligen Proben bewertet (Liechti 2010). Wenn nun die Konzentrationen aller Proben von allen Messstellen über die gesamte Erhebungsperiode 2011–2014 zusammen bewertet werden, verringern sich die Unterschiede in den Bewertungen zwischen den Parametern (Tab. 4). Für P_{tot} lag der Anteil der Proben, die einen guten bis sehr guten Zustand erreichten, bei 80 % und war somit gegenüber den messstellenbezogenen Anteilen (zwischen 45 % für 2011 und 62 % für 2014) erhöht; analog der probenbezogene Anteil von 95 % für DOC gegenüber den messstellenbezogenen Anteilen von 77 % für 2011 und 95 % für 2014. Dies zeigt, dass in allen Erhebungsjahren einzelne Proben mit erhöhten Konzentrationen zu einem erhöhten 90. Perzentil-Jahreswert und damit zu einer schlechteren Bewertung führen können, als man aufgrund der Gesamtheit aller Proben erwarten würde.

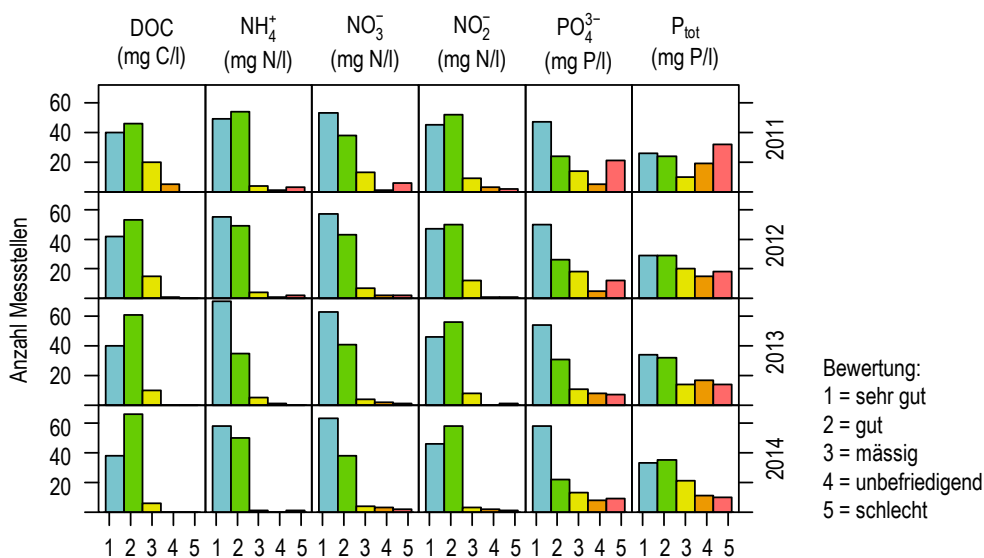
Aufgrund der natürlichen P_{tot}- und DOC-Quellen kann aus der Bewertung der Messstellen bezüglich DOC und P_{tot} nicht direkt auf die anthropogene Belastung geschlossen werden. Folglich relativiert sich das im Vergleich zu den Stickstoffwerten schlechtere Resultat. Bezüglich DOC-Belastung wurde die obere numerische Anforderung von 4 mg/l gemäss GSchV und nach Empfehlung des MSK zur Bewertung verwendet. Für die Anwendung der strengerer Anforderungen fehlten die Informationen über die Hintergrundlast. Daher kann die Bewertung an einzelnen Messstellen zu positiv ausfallen.

Unterschiede zwischen Parametern

Natürliche Phosphor- und Kohlenstoffeinträge gegenüber anthropogenen Quellen

Abb. 6 > Bewertung Nährstoffe

Verteilung der Bewertungen der 111 ausgewerteten Messstellen pro Parameter und Erhebungsjahr.



Die Unterschiede in den Messungen an den NAWA-TREND-Messstellen zwischen 2011 und 2014 lassen aufgrund der kurzen Erhebungsperiode keine Aussagen über mehrjährige Entwicklungen zu. Für alle Parameter nahm während der Erhebungsperiode allerdings der Anteil der Messstellen, die einen guten bis sehr guten Zustand erreichten, tendenziell zu (Tab. 4). Am grössten waren die Unterschiede für die Phosphorparameter sowie für DOC mit um maximal 18 % höheren Anteilen. Ein Teil dieser Unterschiede kann mit den unterschiedlichen Abflussverhältnissen erklärt werden: im relativ trockenen Jahr 2011 wurden die aus der Siedlung stammenden und via Abwasser eingetragenen Nährstoffe in einer geringeren Masse verdünnt als in den abflussreicheren Jahren 2012, 2013 und 2014 (siehe Abschnitt 2.3). In zehn der 15 Messstellen, die beispielsweise bezüglich Phosphat 2011 den durch das MSK definierten Zielwert verfehlten (Bewertungsklassen «mässig» bis «schlecht»), 2013 aber erreichten (Bewertungsklassen «gut» oder «sehr gut»), liegt der Abwasseranteil am Niedrigwasserabfluss Q_{347} bei mindestens 10 %. Eine geringere Verdünnung der PO_4^{3-} -Einträge via Abwasser für diese Messstellen als Grund für die im Jahr 2011 festgestellte schlechtere Bewertung gegenüber 2013 scheint daher plausibel.

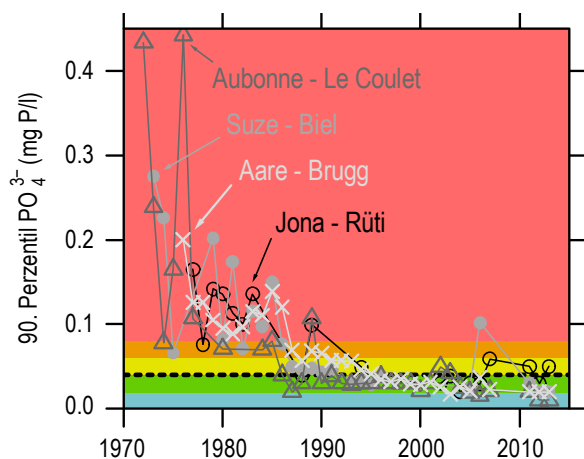
Unterschiede 2011–2014

Langjährige Zeitreihen von Nährstoffkonzentrationen an Messstellen, die schon vor Beginn des NAWA-Programms von den Kantonen beprobt wurden, zeigten deutlich die Abnahme der Nährstoffbelastung, vor allem dank den Anstrengungen in der Abwasserreinigung. Insbesondere die Phosphorelimination in den ARA und das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln ab 1986 haben zu einer verringerten P-Belastung geführt (Abb. 7). Anstrengungen in der Landwirtschaft zur Verringerung diffuser Nährstoffeinträge haben zusätzlich dazu beigetragen, dieses Niveau seither zu halten.

Langjährige Trends

Abb. 7 > Zeitreihen Phosphat

Die Entwicklung der Phosphatkonzentrationen (ausgedrückt als 90. Perzentil aller Messwerte eines Jahres) ist beispielhaft mit Messwerten kantonaler Erhebungen an ausgewählten NAWA-TREND-Messstellen illustriert. Die Farben im Hintergrund stellen die Qualitätsklassen, die gestrichelte Linie die Grenze von $0,02 \mu\text{g/l}$ zwischen einer guten und einer mässigen Bewertung dar.

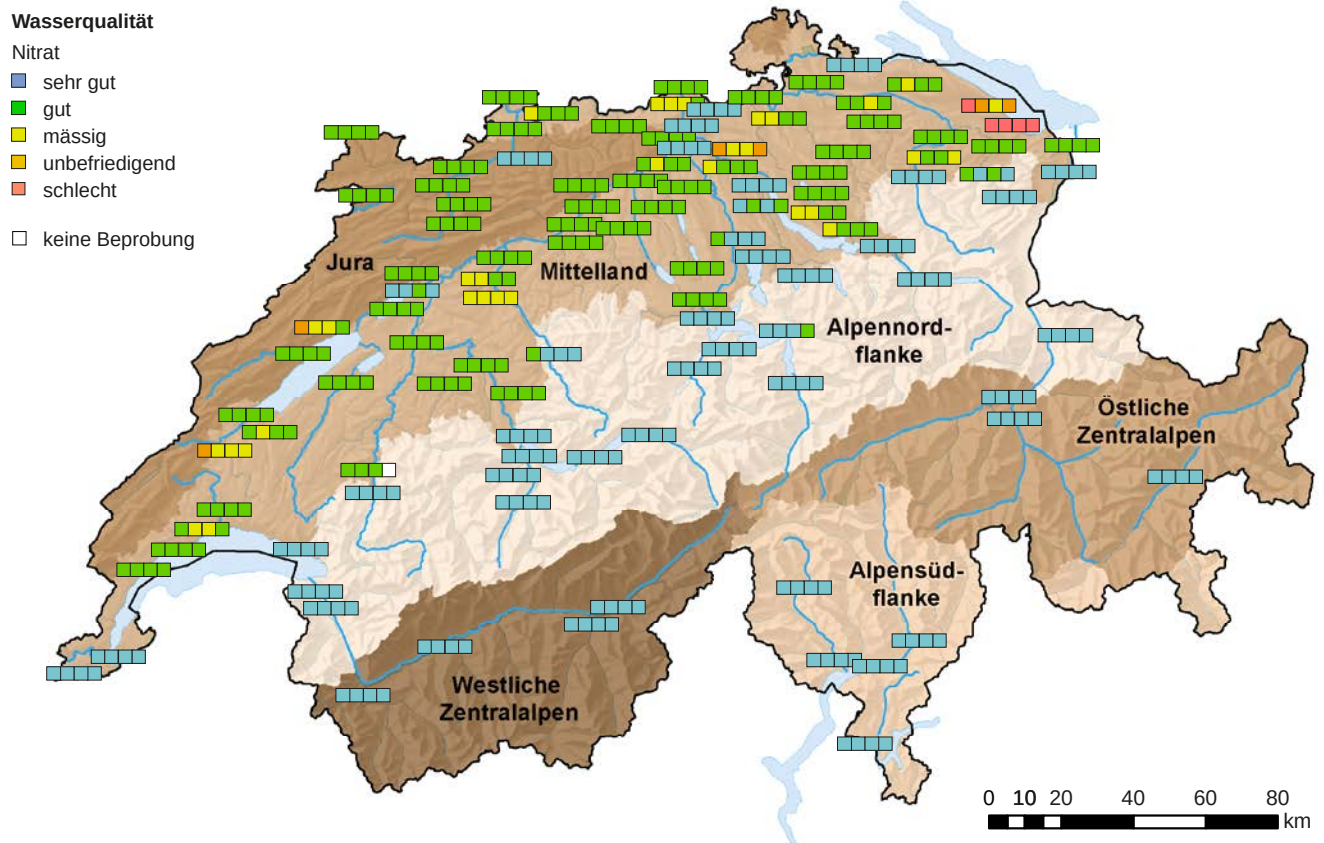


Hauptquellen für die Nährstoffbelastung der Fliessgewässer sind kommunale Abwässer und Einträge aus der Landwirtschaft. Aufgrund dessen bestätigt sich das erwartete Bild, dass die im Mittelland gelegenen Messstellen tendenziell schlechter bewertet wurden (Abb. 8). Messstellen im dünner besiedelten und durch weniger intensive Landwirtschaft beeinflussten Alpenraum weisen bezüglich Nährstoffkonzentrationen ausschliesslich einen guten bis sehr guten Zustand auf.

Belastungsquellen: kommunale Abwässer und Landwirtschaft

Abb. 8 > Qualitätsklassen NO_3^-

Die räumliche Verteilung und zeitliche Entwicklung der Bewertung der 111 NAWA-Messstellen bezüglich der Nitratbelastung. Die Bewertungen von 2011–2014 sind als Farbcode in einer Reihe dargestellt. Die braun eingefärbten Gebiete illustrieren die sechs biogeographischen Regionen.



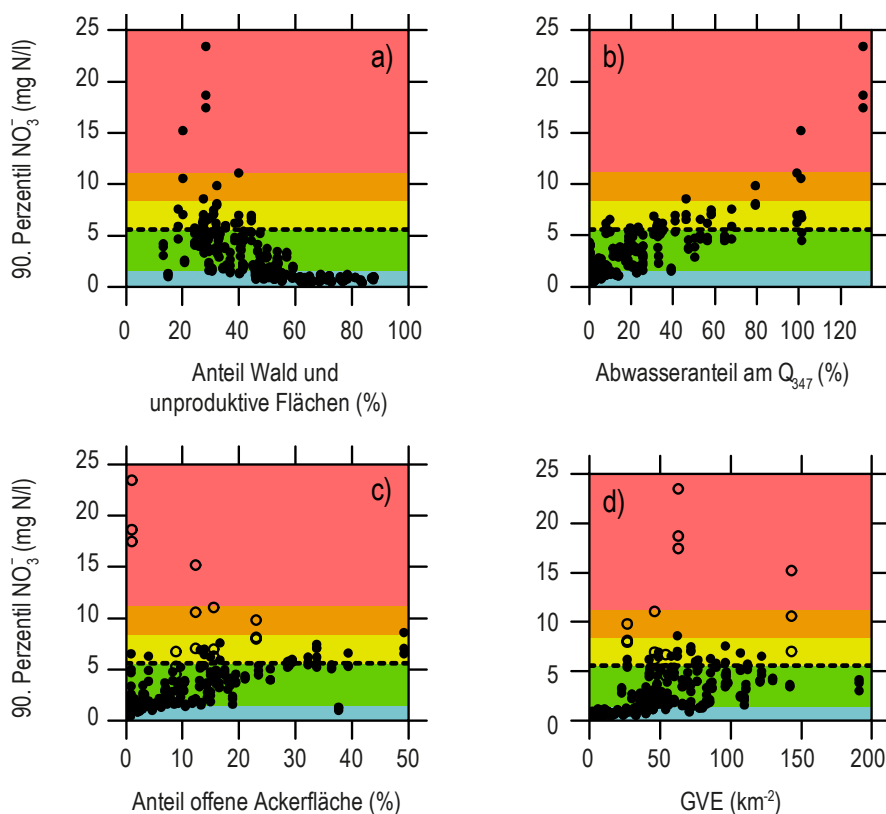
Hintergrunddaten: VECTOR25 © swisstopo (DV002232.1: Gewässerlinien), © 2004, swisstopo (Kartenhintergrund)

Kommunale Abwässer beeinträchtigen vor allem diejenigen Fließgewässer, die ein geringes Verdünnungsverhältnis aufweisen. Drückt man dieses Verhältnis als Abwasseranteil am Niedrigwasserabfluss Q_{347} aus, zeigt sich ein positiver Zusammenhang zur Nährstoffkonzentration: Je höher der Abwasseranteil, desto höher beispielsweise die NO_3^- -Konzentration (Abb. 9b). Analog kann der Einfluss der Landwirtschaft auf die Nährstoffkonzentrationen in Fließgewässern illustriert werden. Je höher der Anteil der Ackerbaufläche oder die Dichte an Grossvieheinheiten (GVE) im Einzugsgebiet, desto grösser ist die nachweisbare NO_3^- -Konzentration (Abb. 9c und d), verursacht durch Nährstoffbilanzüberschüsse von 114 000 t Stickstoff pro Jahr (BLW 2015). Hinzu kommt ein Überschuss von 6700 t Phosphor pro Jahr (BLW 2015). Der Einfluss anthropogener NO_3^- -Quellen lässt sich auch anhand der Anteile an Wald und unproduktiven Flächen im Einzugsgebiet ablesen: ab ca. 45 % Flächenanteil dieser Kategorien resultierte eine gute oder sehr gute Bewertung, ab ca. 60 % eine sehr gute (Abb. 9a).

Einfluss des Abwassers und der Landwirtschaft auf die Nährstoffkonzentrationen

Abb. 9 > Nitratkonzentrationen aufgetragen gegen Belastungsindikatoren

Gegenüberstellungen der Nährstoffkonzentrationen – ausgedrückt als 90. Perzentil aller NO_3^- Messwerte des entsprechenden Jahres (y-Achse) – und der Ausprägungen der Belastungsindikatoren an den jeweiligen Messstellen (x-Achsen). Offene Punkte zeigen Stellen mit einem Abwasseranteil > 70 % am Q_{347} .



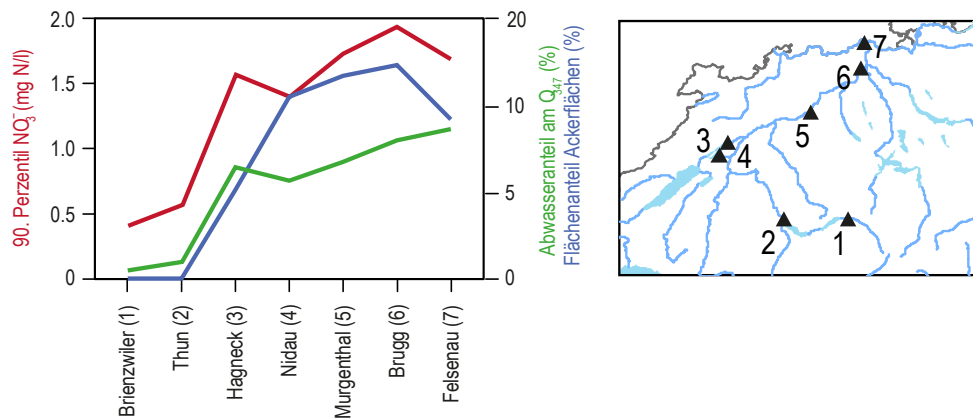
Der Zusammenhang mit der Intensität der Belastungsquellen zeigte sich auch im Verlauf der Fließgewässer. So nahm beispielsweise die NO_3^- -Konzentration in der Aare an den sieben NAWA-Messstellen flussabwärts zu, parallel zur Zunahme des Abwasseranteils am Q_{347} und des Anteils der Ackerbaufläche im Einzugsgebiet an der betreffenden Messstelle (Abb. 10). Die Verdünnung war aber an allen Messstellen genügend, so dass durchwegs eine gute bis sehr gute Bewertung bezüglich Nitrat resultiert. Die geringsten Konzentrationen wurden bei Brienzwiler gemessen, wo im alpin geprägten Einzugsgebiet sowohl der Abwasseranteil als auch der Anteil Ackerbaufläche kleiner als 1 % ist. Flussabwärts nehmen diese Anteile und somit die NO_3^- -Konzentrationen bis zur Mündung in den Bielersee bei Hagneck und bis Brugg durch den Zusammenfluss mit mehreren Mittellandgewässern zu. Der Bielersee und die Zuflüsse von Reuss und Limmat bis zur Mündung in den Rhein bei Felsenau bewirken andererseits eine gewisse Verdünnung.

**Zunahme der Nitratbelastung
im Fließverlauf der Aare**

Abb. 10 > Nitrat in der Aare im Fliessverlauf von der Station Brienzwiler bis zur Mündung bei Felsenau

Die Nitratkonzentration ausgedrückt als 90. Perzentil der Messwerte 2012 (rote Kurve, linke Skala) sowie der Abwasseranteil am Q_{347} und der Anteil Ackerbaufläche im Einzugsgebiet (blaue resp. grüne Kurve, rechte Skala).

Die Lage der sieben NAWA-Messstellen an der Aare ist auf der Karte mit Dreiecken dargestellt.



Von den gemessenen chemischen Parametern eignet sich Nitrat besonders gut, um die anthropogene Nährstoffbelastung zu quantifizieren. Gründe dafür sind die geringe natürliche Hintergrundkonzentration und die im Vergleich zu NO_2^- und NH_4^+ geringere Labilität. PO_4^{3-} als weiterer Indikator für diese Belastung ist der wichtigste Nährstoffparameter im Einzugsgebiet von Seen, da bioverfügbarer Phosphor in der Regel der limitierende Faktor für das Algenwachstum in Seen darstellt und somit die Eutrophierung massgeblich verursacht. Vor diesem Hintergrund wurde der relativ strenge Zielwert für PO_4^{3-} festgelegt (Liechti 2010). In Fliessgewässern sind im Normalfall weder NO_3^- noch PO_4^{3-} limitierend, sondern der Eintrag von organischem Material aus dem Umfeld der Gewässer. Folglich ist eine Überschreitung des NO_3^- - oder des PO_4^{3-} -Zielwerts in einem Fliessgewässer, das nicht der Trinkwassernutzung dient oder in einen See entwässert, so zu interpretieren, dass zwar keine Verunreinigung des Trinkwassers oder Eutrophierung des Gewässers droht, aber die Konzentrationen aufgrund anthropogenen Nährstoffeintrags nicht dem naturnahen Zustand entsprechen.

Nitrat als geeigneter Indikator
für die anthropogene
Nährstoffbelastung

Die Parameter DOC und P_{tot} sind im Gegensatz zu NO_3^- und PO_4^{3-} schwieriger zu interpretieren, da neben anthropogenen Quellen auch natürlicherweise erhöhte Konzentrationen auftreten können. Natürliche DOC-Quellen sind beispielsweise aus Feuchtgebieten ausgewaschene, biologisch kaum verfügbare Huminstoffe. Natürlicherweise hohe DOC-Konzentrationen können auch unterhalb von Seen auftreten. Analog dazu kann Phosphor aus der Gesteinsverwitterung stammen, was unter Umständen zu hohen P_{tot} führt, ohne dass anthropogene Einträge vorhanden sind. So wurde für die Rhone nachgewiesen, dass ungefähr 70 % des P_{tot} geogenen Ursprungs ist (Burrus 1984). Gesamtschweizerisch trägt die Erosion ca. 40 % zum diffusen Eintrag von P_{tot} in die Gewässer bei (Hürdler et al. 2015).

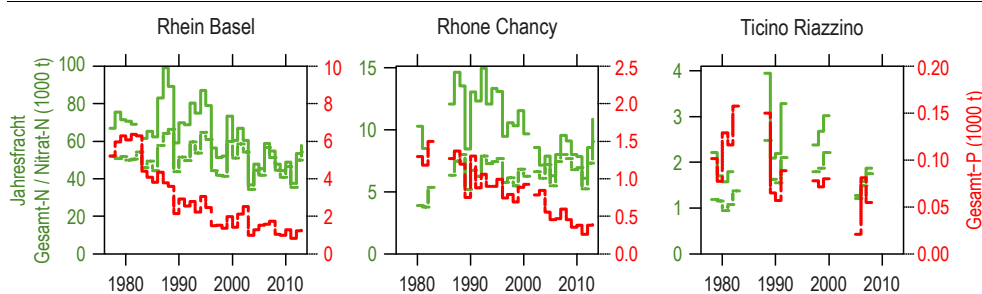
Natürlicher Kohlenstoff- und
Phosphorhintergrund

Die Nährstoff-Einträge in die Gewässer haben nicht nur lokale Auswirkungen, sondern tragen durch ihren Transport in den Strömen zur Meeresbelastung bei. Langjährige Messungen im Rahmen von NADUF am Rhein bei Basel illustrieren, dass vor allem dank des Ausbaus der Abwasserreinigung die Phosphorfrachten seit den 1980er Jahren beträchtlich abnahmen, von ~6000 auf aktuell ~1400 t P/a (Abb. 11; Ruff et al. (2013)). Auch in der Rhone bei Chancy und im Ticino bei Riazzino liessen sich für denselben Zeitraum analoge Trends feststellen. Im Gegensatz dazu nahmen die Stickstofffrachten in geringerem Masse ab und sind seit den 2000er Jahren im langjährigen Mittel konstant. Sie bewegten sich im Rhein bei Basel in der Grössenordnung von ungefähr 50 000 t N/a (Ruff et al. 2013). Der aktuell weitaus grösste Anteil an der Stickstofffracht (>90 %) liegt in Nitrat-Form vor (Abb. 11). Andere Stickstofffraktionen (Ammonium, Nitrit und organisch) machen im Gegensatz zu den 1980er Jahren keinen substantiellen Anteil mehr aus. Eine Reduktion der Nitratreinträge aus Siedlung und vor allem der Landwirtschaft ist zur Verminderung der Meeresbelastung nötig, damit insbesondere das in der OSPAR-Empfehlung für das Rheineinzugsgebiet formulierte Ziel einer Halbierung der Stickstoffeinträge gegenüber 1985 erreicht werden kann (Prasuhn und Sieber 2005). Das analoge P-Reduktionsziel wurde dank Verringerung der Einträge aus der Siedlung innerhalb der anvisierten Frist bis 1995 erreicht.

Nährstofftransport in die Meere

Abb. 11 > Stickstoff- und Phosphor-Jahresfrachten

Gesamt-Stickstoff- (grüne, ausgezogene Linien, linke Skala), Nitrat-N (grüne, punktierte Linie, linke Skala), sowie Gesamt-Phosphor-Jahres-frachten (rote, gestrichelte Linien, rechte Skala) im Rhein bei Basel, in der Rhone bei Chancy und im Ticino bei Riazzino. Daten vom Rhein bis 1995 von der Station Village Neuf, ab dann von Weil am Rhein. Die Station Riazzino war nur temporär in Betrieb.



Quelle: www.bafu.admin.ch/naduf

Obwohl die Nitratreichten im Rhein bei Basel nicht wie erhofft gesunken sind, resultierte für die Messstation Rhein bei Basel eine gute Bewertung für die Nitratkonzentrationen gemäss des MSK-Moduls Chemie-Nährstoffe (Abb. 8). Hinsichtlich Meereschutz heisst das, dass tiefere Nitratkonzentrationen angestrebt werden müssen und diese sich in Richtung sehr guter Bewertung gemäss MSK bewegen sollten.

4.1.2 Organische Mikroverunreinigungen

In den Zweiwochenmischproben der fünf NAWA-SPEZ-Messstellen wurden zwischen März und Juli 2012 rund 250 verschiedene organische Mikroverunreinigungen nachgewiesen. Darunter befanden sich mehr als 100 Pestizide (Wittmer et al. 2014b). Den weitaus grössten Anteil daran hatten 82 ausschliesslich als Pflanzenschutzmittel zugelassene Stoffe (Tab. 5). Auch von den Stoffen, die sowohl als Biozid als auch als Pflanzenschutzmittel zugelassen sind, wurde ein grosser Anteil wiedergefunden, währenddem nur zwei Biozide nachgewiesen wurden. Von den hauptsächlich aus dem häuslichen Abwasser stammenden Stoffen wurden 79 nachgewiesen (z. B. Arzneimittel und deren Transformationsprodukte; Tab. 5). In dieser Stoffgruppe wurden die relevantesten Stoffe gesucht und nicht ein umfassendes Screening wie bei den Pestiziden durchgeführt. Das heisst, weitere via ARA eingetragene Stoffe, die aber weniger häufig eingesetzt werden als die gesuchten, können die untersuchten Gewässer ebenfalls verunreinigen.

Tab. 5 > Anzahl in NAWA SPEZ 2012 gesuchte und nachgewiesene Stoffe
aufgeschlüsselt nach Stoffkategorien.

Stoffkategorie	Anzahl Stoffe	
	gesucht	nachgewiesen
Pestizide (aktuell oder in der Vergangenheit als solche zugelassen)	261	110
Pflanzenschutzmittel (PSM)	161	82
PSM & Biozide	51	26
Biozide	49	2
PSM- oder Biozid-Transformationsprodukte	134	40
Mit dem häuslichen Abwasser eingetragene Stoffe	156	79
Arznei- & Pflegemittel	110	56
Arzneimittel-Transformationsprodukte	30	15
Lebensmittelzusatzstoffe	6	4
Korrosionsschutzmittel & Industriechemikalien	10	4
Perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFC)	12	10
Total	563	239

Die Salmsacher Ach enthält an der Messstelle kein gereinigtes Abwasser. Trotzdem wurden dort ähnlich viele Pestizide (vor allem Pflanzenschutzmittel) wie an den anderen NAWA-SPEZ-Messstellen mit ARA-Einträgen gefunden (Abb. 12). Daher kann davon ausgegangen werden, dass ein Grossteil der detektierten Pestizide in allen untersuchten Gewässern aus diffusen Einträgen stammt. Diese diffusen Pestizideinträge können sowohl aus der Landwirtschaft (vor allem Pflanzenschutzmittel), als auch in einem geringeren Ausmass aus der Siedlung (Pflanzenschutzmittel z. B. in Gärten, Biozide im Materialschutz) stammen. Die Untersuchungen zeigten aber deutlich, dass vor allem landwirtschaftliche Einträge den grossen Teil der Pestizidbelastung ausmachen: Es wurden nur zwei ausschliesslich als Biozid eingesetzte Stoffe nachgewiesen (Tab. 5) und von den 26 als Biozid und Pflanzenschutzmittel zugelassenen wird höchst wahrscheinlich die grössere Menge in der Landwirtschaft eingesetzt. Zudem werden



Grosse Stoffvielfalt nachgewiesen

Pestizide stammen vor allem aus landwirtschaftlichen Einträgen

von den gefundenen Pflanzenschutzmitteln nur wenige im Siedlungsgebiet eingesetzt (Wittmer et al. 2014b).

An allen fünf NAWA-SPEZ-Stellen wurden ähnlich viele Pflanzenschutzmittel nachgewiesen: zwischen 62 Stoffen in der Salmsacher Ach und 84 in der Mentue (Abb. 12; Moschet et al. 2015; Wittmer et al. 2014b). Zudem wurde ein wesentlicher Anteil der Stoffe an allen Messstellen nachgewiesen. Dieses Resultat mag erstaunen, da die Einzugsgebiete der Messstellen durch unterschiedliche Landnutzungen geprägt sind. So bewegt sich der Anteil der Landwirtschaftsflächen zwischen 45 % beim Furtbach und 67 % bei der Salmsacher Ach. Am häufigsten detektiert wurden an allen Messstellen Herbizide, gefolgt von Fungiziden und Insektiziden (Abb. 12).

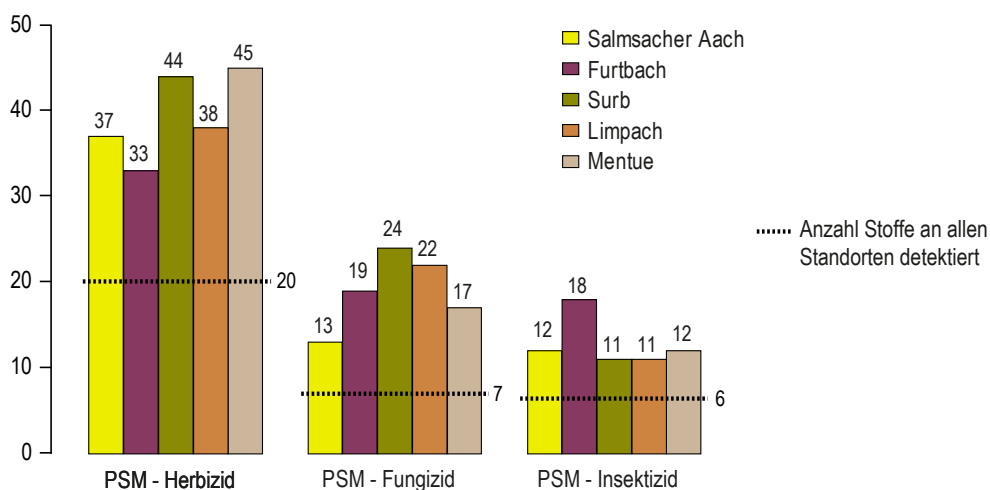
Eine schweizweit durchgeführte Landnutzungsanalyse zeigte, dass die Landnutzung im Einzugsgebiet der mittelhohen Gewässer im Schweizer Mittelland auf 10 bis 20 % der Fließstrecke gleich intensiv oder intensiver ist als in den untersuchten Gebieten (Wittmer et al. 2014b). Folglich muss dort ebenfalls mit einer ähnlich grossen Pflanzenschutzmittel-Stoffpalette wie in den NAWA-SPEZ-Gebieten gerechnet werden (Braun et al. 2015).

An allen Messstellen ähnlich viele Pflanzenschutzmittel

Für 10–20 % der Mittellandflüsse mindestens so hohe Belastung erwartet

Abb. 12 > Anzahl Pflanzenschutzmittel (PSM)

Anzahl nachgewiesener PSM als wichtigste Pestizid-Substanzgruppe aufgeschlüsselt nach Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden an den fünf NAWA-SPEZ-Messstellen.



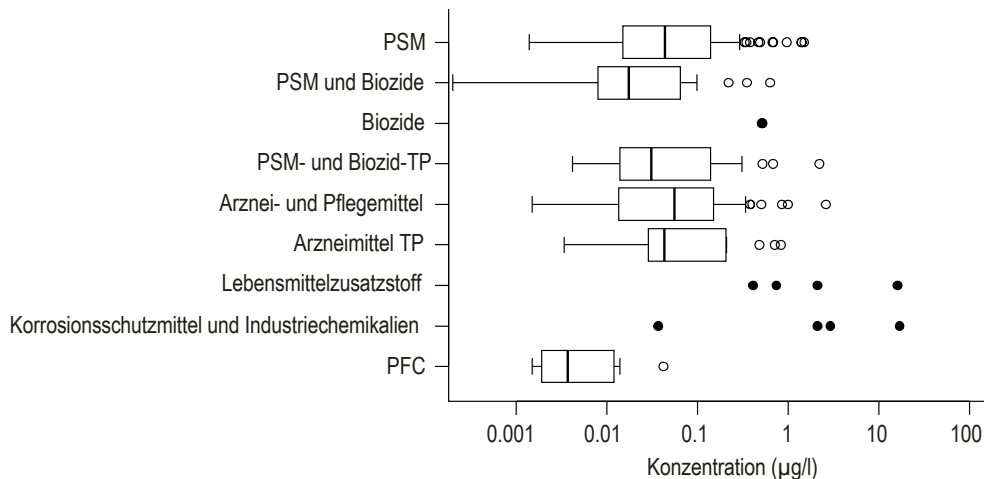
Grafik angepasst aus Wittmer et al. (2014b) und Moschet et al. (2014a)

Die höchsten Konzentrationen aller organischen Mikroverunreinigungen wurden mit bis zu 20 µg/l bei Lebensmittelzusatzstoffen sowie Korrosionsschutzmitteln und Industriechemikalien gemessen (Abb. 13). Die Maximalkonzentrationen von Arzneimitteln, Pestiziden (Pflanzenschutzmittel und Biozide) und deren Transformationsprodukten waren vergleichbar und bewegten sich je nach Substanz zwischen rund 0,0001 und 2 µg/l. Perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFC) wurden ausschliesslich in geringen Konzentrationen unter 0,1 µg/l gemessen.

Arzneimittel und Pestizide in ähnlich hohen Konzentrationen detektiert

Abb. 13 > Verteilung der Maximalkonzentrationen

Nachgewiesene Stoffe, aufgeschlüsselt nach Stoffkategorien. PSM und Biozide: Stoffe, die aktuell oder in der Vergangenheit als Biozid und als PSM zugelassen sind; PFC= Perfluorierte Kohlenwasserstoffe; TP = Transformationsprodukte.

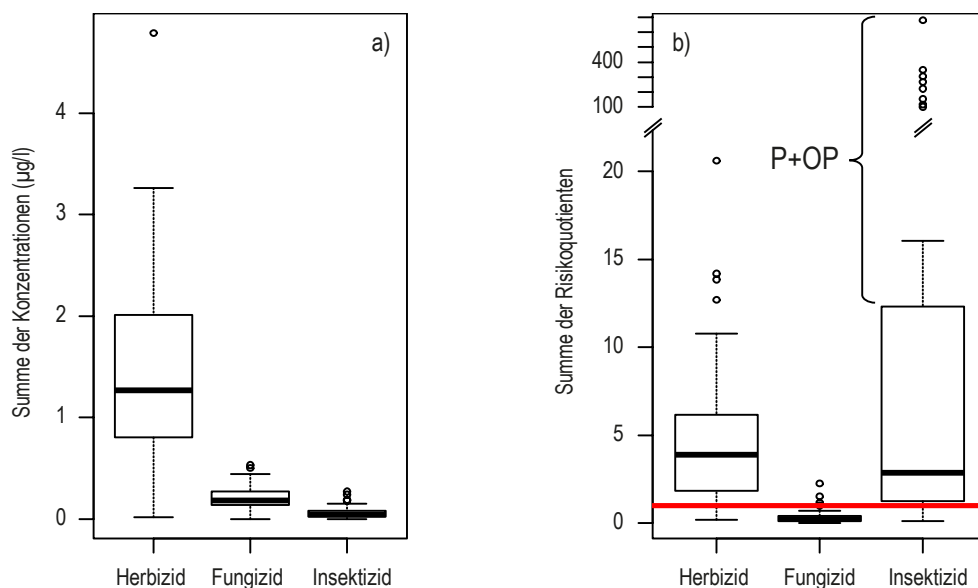


Die Summenkonzentrationen der Herbizide waren verglichen mit denjenigen der Fungizide und der Insektizide in jeder Probe am höchsten (Abb. 14a). Die Summenkonzentrationen der Pflanzenschutzmittel waren an allen fünf Messstellen ähnlich hoch, wobei die Konzentrationen im Furtbach im Schnitt am höchsten lagen, diejenigen in der Salmsacher Aach am tiefsten.

Unter den Pflanzenschutzmitteln zeigten die Herbizide die höchsten Konzentrationen

Abb. 14 > Konzentrations- und Risikoquotientenverteilungen von Pflanzenschutzmitteln

a) Summe der Konzentrationen und b) Summe der Risikoquotienten in den einzelnen Proben. Die rote Linie markiert einen Risikoquotienten von 1. P+OP = Pyrethroide und Organophosphate (Spezialanalytik und -Probenahme).



Grafik angepasst aus Moschet et al. (2015)

Die Abwasseranteile bei Niedrigwasser (Q_{347}) an den fünf Messstellen variierten zwischen 0 % in der Salmsacher Aach und 80 % im Furtbach (Abb. 15). Dies spiegelt sich deutlich in der Anzahl Messwerte oberhalb der Bestimmungsgrenze und der Höhe der Konzentration von Stoffen wider, welche dem häuslichen Abwasser zuzuordnen sind. Je höher der Abwasseranteil am Q_{347} , desto mehr Stoffe konnten nachgewiesen werden und desto höher waren die Konzentrationen (Abb. 15). Dies bestätigt Befunde von anderen in der Schweiz durchgeführten Studien (Abegglen und Siegrist, 2012; Gälli et al. 2009). Auch an der Messstelle in der Salmsacher Aach, oberhalb welcher keine ARA liegt, wurden 17 verschiedene Stoffe aus häuslichem Abwasser 142-mal detektiert. Vermutlich sind diese Nachweise hauptsächlich auf Einträge aus Mischwasserüberläufen zurückzuführen und vereinzelt auf Fehllanschlüsse. An den anderen vier NAWA-SPEZ-Messstellen wurden deutlich mehr, nämlich zwischen 42 bis 72 verschiedene abwasserbürtige Stoffe zwischen 300- und 400-mal detektiert.

Rund 60 % aller NAWA-TREND-Messstellen weisen einen Abwasseranteil am Q_{347} auf, der gleich oder niedriger ist als jener des Limpach und der Mentue (BAFU, 2013b). Folglich sind dort Konzentrationen der mit dem gereinigten Abwasser eingetragenen Substanzen zu erwarten, die ähnlich hoch oder geringer als im Limpach und der Mentue sind.

Je höher der Abwasseranteil, desto mehr erhöhte Messwerte von Stoffen aus dem häuslichen Abwasser

NAWA-SPEZ-Messstellen repräsentativ in Bezug auf Abwasseranteile der NAWA-TREND-Messstellen

Abb. 15 > Konzentrationen organischer Mikroverunreinigungen aus häuslichem Abwasser

Angegeben ist die Anzahl Messwerte über der Bestimmungsgrenze (BG) aufgeschlüsselt nach Konzentrationsbereichen. Zudem sind die Gesamtanzahl an Detektionen und der Abwasseranteil am Niedrigwasser (Q_{347}) pro untersuchter Stelle dargestellt.

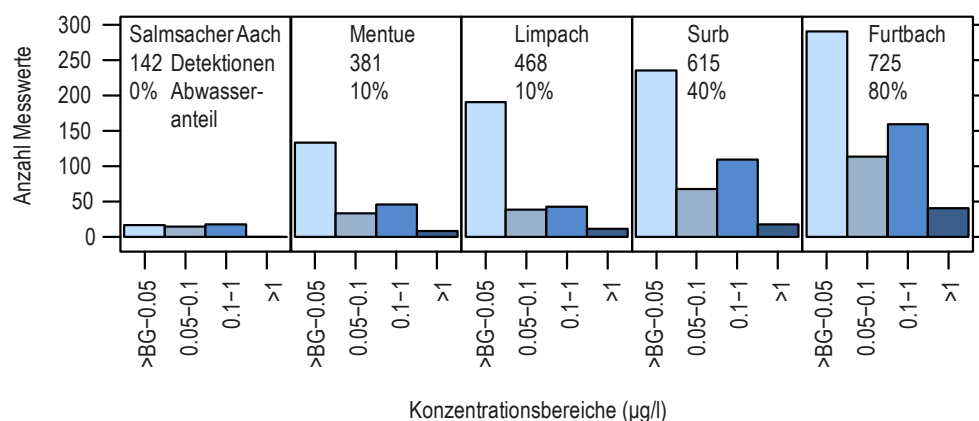


Abb. 16 zeigt eine Übersicht der Risikoquotienten aller Messwerte für jene 56 Stoffe, die für die Erfassung der Wasserqualität in der Schweiz vorgeschlagen wurden (Götz et al. 2010; Wittmer et al. 2014a) und für welche voraussichtlich numerische Anforderungen in der GSchV aufgenommen werden sollen. Die in den höchsten Konzentrationen vorkommenden Lebensmittelzusatzstoffe sowie Korrosionsschutzmittel und Industriechemikalien überstiegen nie die chronischen Qualitätskriterien, was sich in Risikoquotienten <1 niederschlug. Auch für die in relativ geringen Konzentrationen von $<0,1 \mu\text{g/l}$ gemessenen Perfluorierten Kohlenwasserstoffe (PFC) wurden tiefe Risikoquotienten ($<0,1$) berechnet. Risikoquotienten >1 resultierten für Messwerte von zwei verschiedenen Arzneimitteln und neun Pestiziden. Die Risikoquotienten der Pflanzenschutzmittel sowie der Pflanzenschutzmittel, welche gleichzeitig als Biozide zugelassen sind, lagen im Mittel höher als bei den Arzneimitteln. Die berücksichtigten Pestizid-Transformationsprodukte zeigten ein deutlich geringeres Risiko als die Ausgangssubstanzen. Insgesamt geben die Überschreitungen der Qualitätskriterien einen deutlichen Hinweis darauf, dass Stoffe, die wegen ihrer biologischen Aktivität verwendet werden, wie Arzneimittel aus dem häuslichen Abwasser oder Pflanzenschutzmittel aus der Landwirtschaft, die aquatischen Organismen beeinträchtigen.

Betrachtet man zusätzlich zu den im vorangehenden Abschnitt diskutierten Stoffen alle Pestizide, für die Qualitätskriterien bekannt sind, lagen die Konzentrationen von insgesamt 23 Pestiziden mindestens einmal über dem chronischen Qualitätskriterium und folglich bei Risikoquotienten >1 (Moschet et al. 2014a; Moschet et al. 2014b). Auffallend ist, dass verhältnismässig viele Insektizide ihre Qualitätskriterien überschritten, obwohl deren Konzentrationen und Anzahl deutlich geringer war als bei den Herbiziden (Abb. 14 resp. Abb. 12). Grund für ein höheres Risiko trotz geringerer Konzentrationen von Insektiziden ist die hohe Toxizität und entsprechend tiefe Qualitätskriterien.

Neben der Beurteilung von Einzelstoffen mit Qualitätskriterien darf auch der Effekt von Stoffmischungen nicht ausser Acht gelassen werden, da deren Effekte in der Summe höher sein können als diejenigen der Einzelstoffe. Die allermeisten NAWA-SPEZ-Proben wiesen sowohl für die Summe der Herbizide als auch für die Summe der Insektizide einen Risikoquotienten >1 auf (Abb. 14b). Diese Auswertung gibt somit einen weiteren deutlichen Hinweis, dass Pflanzenschutzmittel die Flora und Fauna der Schweizer Fliessgewässer beeinträchtigen.

Eine Bewertung nach der heutigen numerischen Anforderung der GSchV von $0,1 \mu\text{g/l}$ zeigt, dass insgesamt 31 verschiedene Pestizide diese Anforderung überschritten. In der Regel lagen die Konzentrationen der Einzelstoffe jedoch unter $0,1 \mu\text{g/l}$.



Stoffe, die wegen ihrer biologischen Aktivität verwendet werden, stellen das grösste Risiko dar

Insbesondere Insektizide, mit Konzentrationen über dem Qualitätskriterium

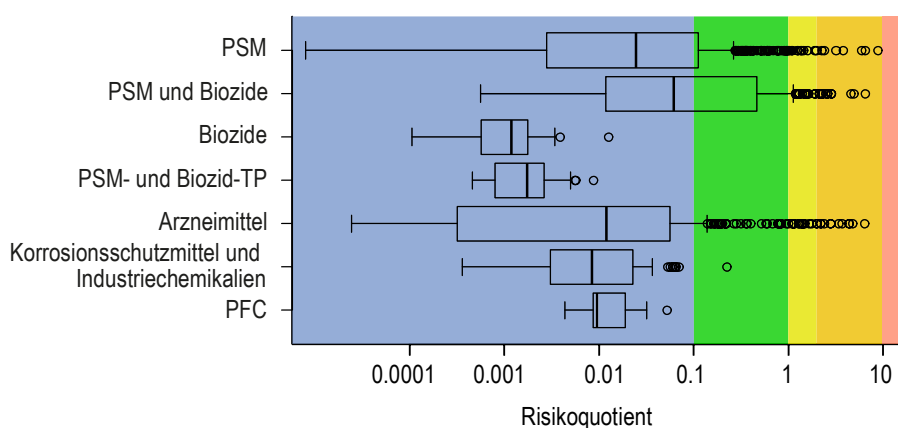
Kritische Mischtoxizität für herbizide und insektizide Wirkung

31 verschiedene Pestizide überschreiten die numerische Anforderung von $0,1 \mu\text{g/l}$

Abb. 16 > Verteilung aller berechenbaren Risikoquotienten

Alle Messwerte der ausgewählten Stoffe sind aufgeteilt nach Stoffkategorien.

Risikoquotient = gemessene Konzentration dividiert durch das chronische Qualitätskriterium.



Die Farben und die Stoffauswahl entsprechen den Bewertungen der Beurteilungskonzepte von Götz et al. (2010) und Wittmer et al. (2014a)

Eine nahezu vollständige Erfassung aller in der Schweiz zugelassenen Pestizide, wie sie in der NAWA-SPEZ-Kampagne durchgeführt wurde, ist zeitaufwändig und benötigt eine spezielle Analytik wie beispielsweise ein hochauflösendes Massenspektrometer und für einige Stoffe gar eine spezielle Probenahme durch Passivsampler. Beides ist bis jetzt in der Routineanalytik kaum möglich. Mit einer Auswahl an relativ einfach messbaren Stoffen ($n = 56$), die für die Beurteilung als schweizspezifische Stoffe vorgeschlagen wurde (Götz et al. 2010; Wittmer et al. 2014a), kann die tatsächliche Belastung zwar nicht vollständig, aber trotzdem hinreichend gut erfasst werden (Moschet et al. 2014a). Periodisch eine möglichst vollständige Erfassung wie in der NAWA-SPEZ-Kampagne zu machen, ist sinnvoll, um zu überprüfen, ob die wichtigsten Stoffe in der Routineanalytik enthalten sind.

Vollerfassung aller Pestizide nicht zwingend nötig für die Erfassung der Belastung

Steroidhormone und die Pyrethroid-Insektizide gehören zu den schwierig zu untersuchenden Stoffen. Beide Stoffgruppen sind nur mit einer sich noch in der Entwicklung befindenden Spezialanalytik und -probenahme oder mit Biotests messbar und werden zurzeit in der Routineanalytik nicht untersucht. Verschiedene Modellstudien deuteten jedoch darauf hin, dass die Hormone durch den Eintrag von gereinigtem Abwasser Konzentrationen erreichen könnten, bei denen Beeinträchtigungen der Gewässerorganismen nicht mehr ausgeschlossen werden können (Gälli et al. 2009). Auch aus Hofdünger können natürliche Hormone in die Gewässer eingetragen werden. Deren Auswirkung auf die Gewässer ist zur Zeit noch schwer abschätzbar (Braun et al. 2015). Erste Analysen von Pyrethroid-Insektiziden im Rahmen der NAWA-SPEZ-Untersuchung zeigten ebenfalls ein enorm hohes Risiko an (Abb. 14b, gemessene Konzentrationen deutlich über den Qualitätskriterien). Steroidhormone und Pyrethroid-Insektizide mit einer genügend tiefen Nachweisgrenze zu messen, ist eine der Herausforderungen zukünftiger Monitoringkampagnen.

Gewisse hochtoxische Stoffe in der Routineanalytik noch nicht messbar

Exkurs: Zustand grosser Fliessgewässer

Anhand von Untersuchungen im Rhein bei Basel und der Rhone bei Porte du Scex wird im Folgenden die Verunreinigung der grossen Fliessgewässer thematisiert. Eine Analyse der organischen Mikroverunreinigungen in diesen zwei Gewässern gibt einen guten Überblick über die Stoffgruppen und die Frachten an Mikroverunreinigungen, die aus der Schweiz ausgetragen werden. Mit einem Abwasseranteil bei Niedrigwasser von 1,7 % weist die Rhone eine etwa halb so hohe Belastung mit gereinigtem kommunalem Abwasser auf wie der Rhein mit 5,0 % Abwasseranteil. Der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Einzugsgebiet der Rhone ist zudem ca. viermal geringer (8,6 % gegenüber 39 %; Longrée und Singer 2013). Bei der Rheinüberwachungsstation bei Basel (RÜS) werden tägliche Proben auf über 300 Stoffe aus allen Stoffgruppen untersucht (Ruff et al. 2013). In der Rhone bei Porte-du-Scex werden seit 2006 kontinuierlich Zweiwochenmischproben auf rund 100 Stoffe untersucht. Der Hauptfokus der Untersuchungen an der Rhone liegt auf Pestiziden. 2014 wurden 111 Pestizide von 140 untersuchten nachgewiesen (siehe zum Beispiel Bernard und Mange 2015). Zusätzlich wurden 2012 in einer Spezialuntersuchung drei Proben aus der Rhone auf knapp 400 organische Mikroverunreinigungen aus allen Stoffgruppen untersucht (Longrée und Singer 2013).

Obwohl die Messwerte aus dem Rhein und der Spezialuntersuchung in der Rhone aufgrund der unterschiedlichen Anzahl der untersuchten Proben nicht direkt vergleichbar sind, unterschieden sich die Messwerte der untersuchten Proben der beiden Flüsse nicht grundsätzlich in der Anzahl, in der Art und im Konzentrationsbereich der detektierten organischen Mikroverunreinigungen. Erwartungsgemäss lag das Konzentrationsniveau im Rhein jedoch etwas höher (Longrée und Singer 2013). In beiden Flüssen wurden am häufigsten Arzneimittel und Arzneimittel-Transformationsprodukte gemessen (für RÜS-Daten siehe Abb. 17). Höchste Konzentrationen wurden für Arzneimittel, Lebensmittelzusatzstoffe und Korrosionsschutzmittel nachgewiesen (Longrée und Singer, 2013; Ruff et al. 2013). Die Jahresgesamtfrachten von Stoffen aus ARA sind in den grossen Fliessgewässern deutlich höher als die Gesamtfrachten von diffus eingetragenen Stoffen.

Mikroverunreinigungen in Rhein
und Rhone

Stoffe aus kommunalen
Abwasseranlagen am häufigsten
gemessen

Abb. 17 > Maximalkonzentrationen an der Rheinüberwachungsstation (RÜS) pro Stoffkategorie im Jahr 2012

Aufgeführt sind die Verteilungen der im LC-HRMS-Messprogramm detektierten Maximalkonzentrationen der Stoffe. TP = Transformationsprodukte.

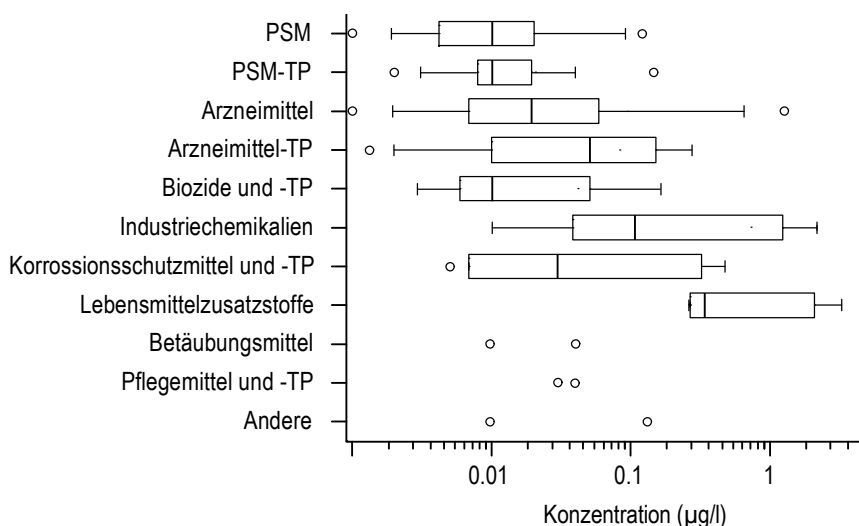


Abbildung angepasst nach Ruff et al. (2013)

Auch wenn die Konzentrationen der Mikroverunreinigungen im Rhein und der Rhone niedrig waren, waren die Gesamtfrachten, welche aus der Schweiz ausgetragen werden, hoch (z. B. 55 t Komplexbildner; Ruff et al. 2013). Die Schweiz als Wasserschloss Europas ist deshalb bestrebt, die Gesamtfrachten im Rhein im Sinne der Oberliegerverantwortung, also der Verantwortung gegenüber den flussabwärts lebenden Menschen und Ökosystemen, tief zu halten.

Gesamtfrachten in Rhein und Rhone hoch

Exkurs: Zustand kleiner Fließgewässer

Kleine Fließgewässer, hier definiert als Gewässer mit einer Flussordnungszahl (FLOZ, nach Strahler) 1 oder 2, machen rund 75 % der Fließstrecke des Schweizer Fließgewässernetzes aus. In der topographisch tieferliegenden Hälfte der Schweiz (<1080 m ü. M.) weisen 82 % dieser Strecken mindestens eine Quelle von organischen Mikroverunreinigungen auf, wie zum Beispiel Ackerland oder Siedlungsflächen. Für kleine Fließgewässer werden fast ausschließlich diffuse Einträge erwartet, da weniger als 2 % der Fließstrecken kleiner Gewässer durch ARA-Einleitungen im Einzugsgebiet belastet sind (Strahm et al. 2013).

Aufgrund der grossen Konzentrationsschwankungen der diffus eingetragenen Mikroverunreinigungen geben vor allem Daten von zeitlich hochaufgelöst (z. B. jede Stunde) beprobten Standorten Aufschluss über das Ausmass der Verunreinigung in kleinen Fließgewässern. Braun et al. (2015) enthält eine Zusammenstellung der Resultate neun solcher Studien. In der Regel wurden in diesen Studien weniger als 40 Stoffe untersucht. In allen Bächen wurde aber das akute Qualitätskriterium mindestens durch einen Stoff und maximal durch acht verschiedene Einzelstoffe überschritten. Das heisst, dass die Biologie der Bäche durch die Spitzenkonzentrationen sehr wahrscheinlich mindes-

Überschreitung akuter Qualitätskriterien in intensiv beprobten Bächen

tens kurzzeitig beeinträchtigt wurde. Je nach Standort wurden für mindestens vier und maximal 29 Wirkstoffe Konzentrationen $>0,1 \mu\text{g/l}$ gemessen. Die Maximalkonzentrationen einzelner Stoffe lagen in den meisten Fällen über $1 \mu\text{g/l}$ und in mehreren Bächen sogar über $10 \mu\text{g/l}$. Verglichen mit den grossen (Abb. 17) oder mittelgrossen Gewässern (Abb. 13) wurden in diesen kleinen Bächen also um bis zu einem Faktor 100 höhere Konzentrationen gemessen.

Die in diesen kleinen Gewässern gemessenen Pestizidverunreinigungen stammen vor allem aus der Landwirtschaft und in geringerem Mass aus dem Siedlungsbereich. Alle untersuchten Standorte haben im Vergleich zum gesamten Schweizer Fliessgewässernetz in ihren Einzugsgebieten einen hohen oder gar sehr hohen Flächenanteil mindestens einer der Landnutzungen, von welchen ein Pestizideintrag in die Gewässer zu erwarten ist (Reben, Obst, Ackerland oder Siedlung). Die untersuchten Gebiete sind aber keine Einzelfälle. So muss auf mindestens 5500 km oder rund 9 % des gesamten Schweizer Fliessgewässernetzes mit ähnlich hohen Belastungen an Pestiziden und folglich mit Überschreitungen von Qualitätskriterien durch verschiedene Stoffe gerechnet werden (Braun et al. 2015).

Eine schweizweite Auswertung von rund 66 000 Pestizidmessdaten aus kleinen Fliessgewässern, die in den Jahren 2005 bis 2012 durch die kantonalen Gewässerschutzfachstellen und die CIPEL (Internationale Kommission für den Schutz des Genfersees) erhoben wurden, bestätigte die verbreitete höhere Verunreinigung kleiner Fliessgewässer mit Pestiziden im Vergleich zu den mittleren und grossen (Munz et al. 2012). Dies obwohl in vielen dieser Untersuchungen die Spitzenkonzentrationen in der Regel nicht erfasst wurden. Die Auswertung zeigte, dass an 118 der 160 Standorte an kleinen Gewässern 80 verschiedene Pestizide mindestens einmal in Konzentrationen $>0,1 \mu\text{g/l}$ gemessen wurden.

Exkurs: Schwermetalle

Die gelöste und partikelgebundene Schwermetallbelastung ist in Schweizer Fliessgewässern seit den 1980er Jahren tendenziell zurückgegangen. Gründe für den Rückgang sind die verbesserte Abwasserreinigung und optimierte Prozessabläufe in der Industrie sowie für Blei der Rückgang des Verbrauchs an bleihaltigem Benzin (Jakob et al. 2002). Der Rückgang der Schwermetallkonzentrationen zeigte sich beispielhaft am Rhein bei Basel, wo die numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 GSchV für Blei, Zink und Kupfer (Abb. 18) sowie für Cadmium, Chrom, Nickel und Quecksilber in letzter Zeit eingehalten wurden. Nichtsdestotrotz sind die Sedimente von Oberflächengewässern verbreitet mit Schwermetallen belastet. Auch in kleineren Fliessgewässern können erhöhte Konzentrationen auftreten und es werden teilweise ansteigende Trends festgestellt, wie beispielsweise Untersuchungen des Kantons Zürich zeigten (Känel et al. 2012). In kleinen Gewässern spielen ausserdem diffuse Schwermetalleinträge aus der Landwirtschaft, insbesondere von Kupfer und Zink, eine bedeutende Rolle, so dass die numerischen Anforderungen der GSchV nicht überall eingehalten werden (Braun et al. 2015).

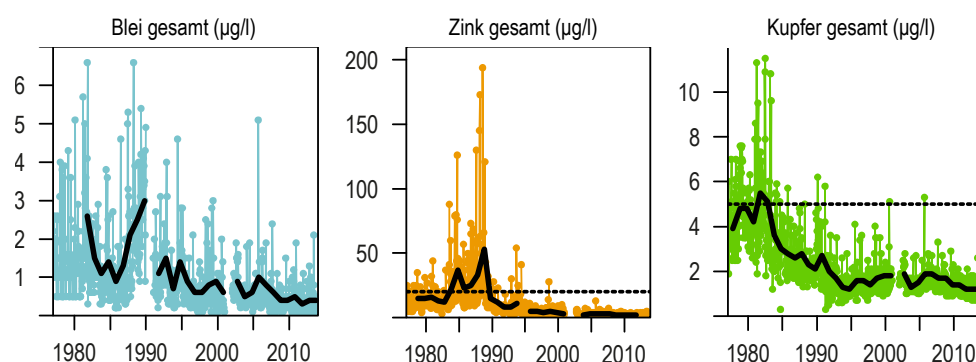
Auf mehreren Tausend Kilometern ähnlich hohe Pestizidkonzentrationen zu erwarten

Schweizweit verbreitete Verunreinigung von kleinen Gewässern

Rückgang der Schwermetallbelastung in grossen Fliessgewässern, zum Teil Zunahme in kleinen Fliessgewässern

Abb. 18 > Schwermetallkonzentrationen im Rhein bei Basel

Gesamt-Blei-, -Zink- und -Kupferkonzentrationen als frachtgewogene Jahresmittelkonzentrationen (fette schwarze Linien), die Konzentrationen in den Zweiwochen-Mischproben (dünne farbige Linien und Punkte) und die numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 GSchV für Zink und Kupfer (20 resp. 5 µg/l, gestrichelte Linie). Die Anforderung für Blei von 10 µg/l wurde im gemessenen Zeitraum nie überschritten.



Quelle: www.bafu.admin.ch/naduf

4.2 Biologischer Gewässerzustand

4.2.1 Makrozoobenthos

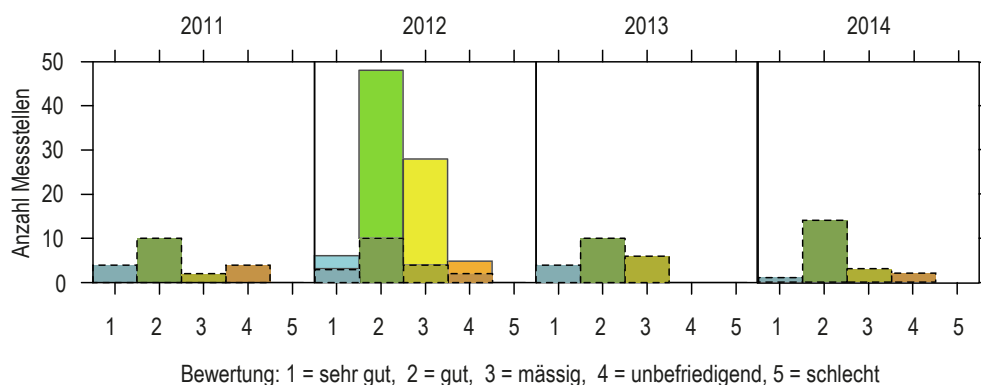
Rund 62 % der 88 im Jahr 2012 beprobten NAWA-Stellen wiesen gemäss dem im Modul Makrozoobenthos beschriebenen Indizes (Indice biologique suisse, IBCH; Stucki 2010) eine gute bis sehr gute Gewässerqualität auf (Abb. 19). Für die restlichen Stellen wurde der Zustand als unbefriedigend oder mässig beurteilt. Die grössten Defizite fanden sich im Schweizer Mittelland (Abb. 20). Die Ursachen dürften vielfältig sein: Im Mittelland ist generell mit einer höheren Nährstoffbelastung, dem Eintrag von Mikroverunreinigungen, dem Fehlen von natürlichen Habitaten sowie stärkerer thermischer Beeinträchtigung zu rechnen. Auch Veränderungen des natürlichen Abflussregimes und die Belastung durch Schwebstoffe tragen zu diesen schlechteren Bewertungen bei.



Stärkere Beeinträchtigung im Mittelland

Abb. 19 > Bewertung des Makrozoobenthos

Verteilung der Bewertungen der 88 Messstellen für den Bioindikator Makrozoobenthos mit dem IBCH (Qualitätsklassen nach MSK-Modul MZB). Die dunkleren, gestrichelt umrandeten Balken zeigen die 20 Pilotstellen, auf die sich die Erhebungen von 2011 bis 2014 beschränkten.



Bewertung: 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mässig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht

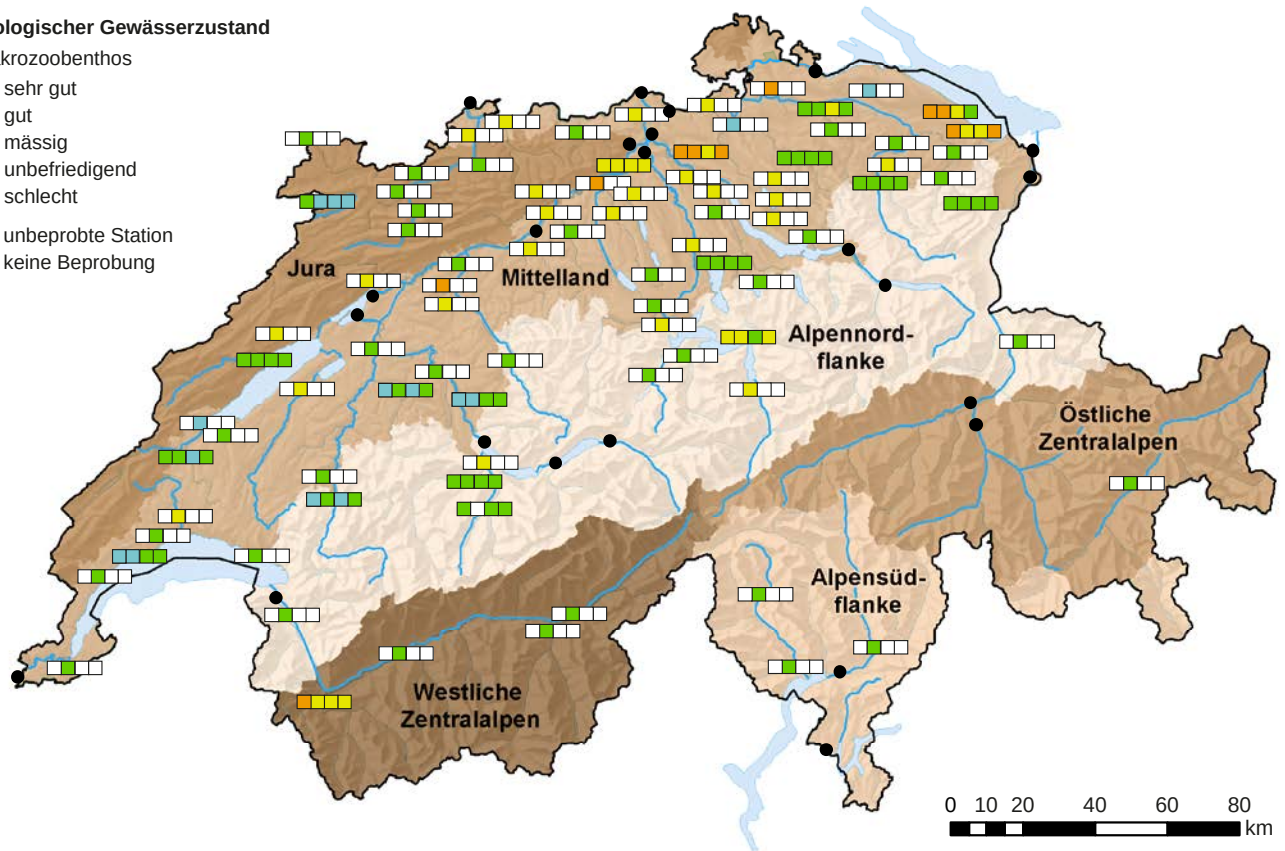
Abb. 20 > Regionale Verteilung der Bewertung des Makrozoobenthos

Die räumliche Verteilung und zeitliche Entwicklung der Bewertung gemäss den Qualitätsklassen des MSK-Moduls Makrozoobenthos an den 88 im Jahr 2012 beprobten NAWA-Messstellen sowie an den 20 von 2011–2014 beprobten Pilotstellen. Die Bewertungen der einzelnen Jahre sind als Farbcode in einer Reihe dargestellt. Weisse Felder symbolisieren fehlende Beprobungen 2011, 2013 oder 2014, schwarze Punkte nicht beprobte Messstellen an grossen Gewässern. Die braun eingefärbten Gebiete illustrieren die sechs biogeographischen Regionen.

Biologischer Gewässerzustand

Makrozoobenthos

- sehr gut
- gut
- mässig
- unbefriedigend
- schlecht
- unbeprobte Station
- keine Beprobung



Hintergrunddaten: VECTOR25 © swisstopo (DV002232.1: Gewässerlinien), © 2004, swisstopo (Kartenhintergrund).

Die Bewertung von Gletscherbächen mittels IBCH fiel deutlich schlechter aus als von Jurabächen. Dies kann wahrscheinlich durch methodische Schwierigkeiten erklärt werden. Denn obwohl in der Index-Berechnung des IBCH der generellen Erhöhung der Taxa-Anzahl flussabwärts Rechnung getragen wird, wurde festgestellt, dass in höher gelegenen Gebieten (Alpen und Voralpen) die Gewässer mittels IBCH nie als «sehr gut» ausgewiesen werden, dies obwohl die Wasserqualität und die Morphologie als mindestens gut beurteilt wurde. Dies zeigt die Notwendigkeit, die Bewertung gemäss Modul-Stufen-Konzept gewässerspezifisch anzupassen.

**Schlechtere Bewertung von
Gletscherbächen als von
Jurabächen**

Bei den jährlichen Pilotuntersuchungen an 20 Stellen zwischen 2011 und 2014 variierten die Indices im Schnitt um 2,5 Punkte. Obwohl diese Variation relativ gering ist (Punkte zwischen 1 und 20 sind möglich), wechseln 13 Stellen mindestens einmal ihre Beurteilungsklasse innerhalb der vier Jahre. Dies liegt daran, dass viele Stellen Werte nahe an einer Klassengrenze aufwiesen. Ursachen für grössere Variationen (höhere Variationen als 2 Punkte) sind beispielsweise Bauarbeiten an einer NAWA-Stelle im Jahr 2011, die einen augenscheinlichen Einfluss auf das Bachbett und einen um 5 Punkte geringeren Index zur Folge hatten, oder der Fund von einigen wenigen Taxa in bestimmten Jahren, woraus sich ein höherer Wert bei der Indikatorengruppe und somit beim Index ergab (Stucki et al. 2015). Die Anzahl der Pilotstellen, welche als gut bzw. sehr gut beurteilt wurde, lag jedoch in allen vier Jahren zwischen 70 und 75 % (Abb. 19).

Geringe jährliche Variation

Die Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera: EPT) reagieren besonders sensibel gegenüber verschiedensten Belastungen. Insgesamt fanden sich bei den NAWA-TREND-Stellen 43 Eintags-, 34 Stein- und 43 Köcherfliegenlarvenarten. Somit wurden 120 von 501 in der Schweiz vorkommenden EPT-Arten gefunden. Die Zahl der gefundenen Rote-Listen-EPT-Arten (Lubini et al. 2012) ist eher gering. Dies entspricht den Erwartungen, da die ausgewählten Messstellen teilweise hohe stoffliche Belastungen und starke ökomorphologische Beeinträchtigungen vorwiesen. In der Roten Liste aufgenommen sind acht der 43 gefundenen Eintagsfliegenarten. Die vom Aussterben bedrohte Art *Ameletus inopinatus* wurde im Kanton St. Gallen gefunden. Sieben der 34 gefundenen Steinfliegenarten werden in der Roten Liste geführt; es wurde in Graubünden eine vom Aussterben bedrohte Art beschrieben (*Brachyptera trifasciata*). Bei den gefundenen Köcherfliegen wurden sechs der 43 Arten in der Roten Liste aufgeführt; eine im Jura gefundene Köcherfliege (*Ithytrichia lamellaris*) gilt als vom Aussterben bedroht.

EPT und Rote Liste Arten

Zur spezifischen Beurteilung der Beeinträchtigung der Untersuchungsstellen durch Pestizide (siehe Kapitel 0) wurde zusätzlich der $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index berechnet. Rund 20 % der NAWA-Stellen zeigten einen negativen Einfluss von Pestiziden (hauptsächlich Insektizide) auf. Das bedeutet, dass auf insektizide Belastung sensitive Arten fehlten. Die grössten Defizite waren, wie auch bei der Beurteilung durch den IBCH, im Schweizer Mittelland zu finden. Die Pestizide können diffus oder über Punktquellen eingetragen werden. So zeigte sich ein negativer Trend mit steigendem Abwasseranteil im Gewässer sowie mit einem höheren Anteil Ackerbaufläche oder Siedlungsfläche im Einzugsgebiet. In Einzugsgebieten mit einem grossen Anteil an Wald und unproduktiven Flächen zeigt der $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index keine Belastung an (Abb. 21).

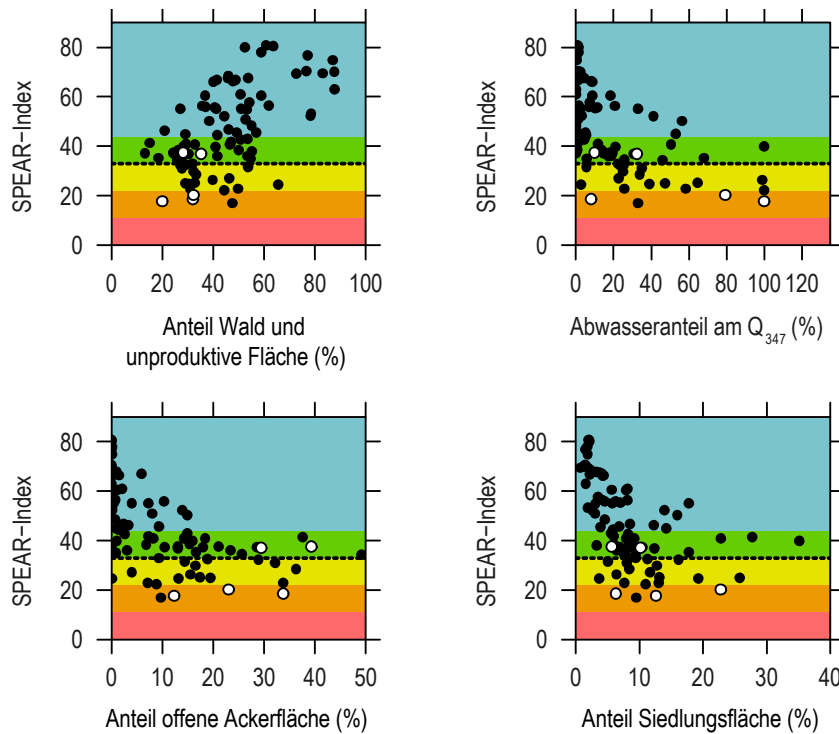
SPEAR-Index zeigt
Beeinträchtigung durch
Pestizide an

Wie aufgrund der Pestizidmessungen zu erwarten war, zeigte der $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index an vier NAWA-SPEZ-Messstellen eine Pestizidbelastung deutlich an (Baumgartner et al. 2013). Ein eindeutiger linearer Zusammenhang zwischen dem $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index und der gemessenen Insektizid-Belastung wurde nicht gefunden. Jedoch ist bei allen Stellen die Pestizidbelastung hoch und der $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index zeigt verglichen mit anderen NAWA-Stellen einen schlechten Wert an (Abb. 21).

Angezeigte Belastung durch
SPEAR-Index durch hohe
gemessene Insektizid-Belastung
bestätigt

Abb. 21 > $SPEAR_{\text{pesticide}}$ -Index aufgetragen gegen Belastungsindikatoren

Gegenüberstellungen des $SPEAR_{\text{pesticide}}$ -Index (y-Achse) und der Ausprägungen der Belastungsindikatoren an den jeweiligen Messstellen (x-Achsen). Die Resultate der NAWA-SPEZ-Messstellen sind mit weissen Punkten dargestellt.



Neben den erwähnten Schwierigkeiten bei der Anwendung des IBCBs in höheren Lagen, zeigte die Nachkontrolle durch einen Experten, dass sich die Qualitätsklasse aufgrund falscher Auswertungen durchaus verändern kann. Im Jahr 2011 ergab sich durch die Kontrolle für 10 % der Stellen eine andere Qualitätsklasse als ursprünglich erhoben, im Jahr 2012 war dies noch für 5 % der Stellen der Fall. Erfreulicherweise musste nach der Qualitätskontrolle der Proben des Jahres 2013 keine Änderung der Qualitätsklasse gemäss Modul-Stufen-Konzept vorgenommen werden (Stucki et al. 2015). Dies weist auf die Wichtigkeit der Eichung und Qualitätssicherung bei den Erhebungen hin.

Exkurs: Zustand grosser Fließgewässer

Das MSK-Modul Makrozoobenthos kann in sehr tiefen oder schnell fliessenden Fließgewässern nicht angewendet werden, da mindestens ein Drittel der untersuchten Fläche mit Watstiefeln begehbar sein muss, um Benthosproben entnehmen zu können (Stucki 2010). Damit ist bei grossen Fließgewässern eine Bewertung der Gewässerqualität anhand des Moduls Makrozoobenthos nicht möglich. In den meisten grossen Schweizer Flüssen wurde jedoch im Rahmen kantonaler Erhebungen das Makrozoobenthos untersucht. Vergleiche zwischen den Zustandsbeurteilungen der Flüsse sind schwierig, da sie nicht nach einer standardisierten Methode durchgeführt wurden. Generell zeigte sich bei vielen grossen Flüssen im Längsverlauf eine für die jeweiligen Gewässer

Methodische Schwierigkeiten

Beurteilung mit MSK-Modul
Makrozoobenthos in grossen
Fließgewässern nicht möglich

atypische Zusammensetzung des Makrozoobenthos. In vielen Gewässerabschnitten/Flüssen wurde auch ein immer weiteres Vordringen von invasiven gebietsfremden Arten festgestellt.

Aare: Im Frühling 2008 wurde das Makrozoobenthos an neun Stellen in der Aare zwischen Thunersee und Bielersee untersucht. Die Untersuchungen zeigten, dass in den freifliessenden Abschnitten der Aare viele anspruchsvolle Arten lebten, die auf vielfältige Strukturen und Strömungen angewiesen sind und eine sehr gute Wasserqualität benötigen. An bebauten Ufern dominierten dagegen anspruchslosere Arten und in aufgestauten Bereichen fehlten strömungsliebende Arten. Atypische Artenzusammensetzungen wurden zudem in Restwasserstrecken aufgrund der geringen Wasserführung festgestellt (Werner 2009). In der Aare zwischen Bielersee und Rhein fanden vergleichende Makrozoobenthosuntersuchungen im Jahr 2001/2002 und 2011/2012 statt. Die Gesamtartzahl betrug im Jahr 2002 155 Taxa, im Jahr 2012 165 Taxa. Im Längsverlauf waren kaum Veränderungen der Artzahl erkennbar. Jedoch war eine relative Zunahme der Krebse und Weichtiere gegenüber den Insektenarten zu verzeichnen. Analog zum Rhein ist seit 2007 eine rasch verlaufende Neozoenausbreitung zu beobachten (Rey et al. 2016).

Teilweise noch anspruchsvolle Arten in der Aare, jedoch auch Vordringen von Neozoen zu beobachten

Aargauer Limmat: Das Makrozoobenthos wurde in der Limmat an zwei Stellen im Kanton Aargau (Wettingen und Untersiggenthal) untersucht. Die Stellen zeigten eine gut entwickelte, wenig gestörte und für grössere Flüsse des Schweizerischen Mittellandes typische Besiedlung mit wirbellosen Wassertieren. Insgesamt wurden 69 Taxa nachgewiesen. Die Daten wiesen auf einen generell guten Gewässerzustand und eine nur mässige organische Belastung hin. Neozoen haben bisher eine geringe Bedeutung für die Gewässerökologie der Limmat. Es wurden sechs Neozoenarten gefunden, wobei nur eine Art in grosser Zahl auftrat (Hürlimann und Ortlepp 2011).

Makrozoobenthos in Limmat weitgehend natürlich

Mittelland-Reuss: Biologische Untersuchungen in der Mittelland-Reuss fanden 2010 (Voruntersuchung, Evaluation der Stellen) und 2011 (Hauptuntersuchung) statt. Die Kolmation der Gewässersohle aufgrund der geringen Geschiebedynamik und die geringe Habitatvielfalt aufgrund der über weite Strecken harten Uferverbauungen bewirkten eine atypische oder einseitige Besiedlung durch das Makrozoobenthos. Generell variierte die Artenzusammensetzung und Artenzahl (zwischen 36 und 89 Arten) aufgrund des unterschiedlichen Lebensraums deutlich zwischen den Untersuchungsstellen. Eine beträchtliche Gefährdung der natürlichen Benthosbesiedlung geht von der Einschleppung invasiver Arten über den Zugersee aus. Insgesamt wurden neun Neozoenarten gefunden. Weit verbreitet war neben der Wandermuschel die Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*), ein Neuankömmling der letzten Jahre (Hürlimann und Wyss 2013).

Atypische Besiedlung durch geringe Geschiebedynamik und Habitatvielfalt in der Mittelland-Reuss

Rhein: Die Benthosbesiedlung im Alpen- sowie Vorder- und Hinterrhein wurde in den Jahren 2009/2010 an insgesamt acht Stellen untersucht. Die Untersuchungen zeigten, dass das Makrozoobenthos des Alpen- Vorder- und Hinterrheins erheblich von strukturellen und hydrologischen Defiziten beeinflusst ist. Es dominierten Bergbach- und Gebirgsflussarten, atypische Faunenelemente fehlten. Nur innerhalb weniger naturnaher Abschnitte traf man noch auf eine arten- und individuenreiche Benthosfauna. Generell nahm die Individuendichte rheinabwärts ab (Rey et al. 2011). Im Hochrhein

Defizite im Alpenrhein, starke Besiedlung des Hochrheins durch Neozoen

(Bodensee bis Basel) fanden 2011/2012 seit 1990 zum fünften Mal biologische Untersuchungen statt. Die Gesamt-Taxazahl lag je nach Jahr zwischen 180 und 201 Taxa und somit, wie auch die Besiedlungsdichten, deutlich über denen aller tieferliegenden Rheinabschnitte. Wie auch in der Aare hat sich das Artenspektrum weg von den Insektenarten hin zu den Krebsen und Weichtieren verschoben. Besonders auffallend war das weitere Vordringen invasiver gebietsfremder Arten. Unterhalb der Aaremündung (bei Waldshut) machten Neozoen bereits mehr als 50 % der Individuendichte (Abb. 22) und weit über 80 % der Biomasse aus (Rey et al. 2016).

Abb. 22 > Relative Anteile neozoischer und angestammter Makrozoobenthosdichten im Hochrhein

Daten von 2000/2001, 2006/2007 und 2011/2012 zwischen Hemishofen beim Ausfluss des Bodensees bis Basel. Die Wandermuschel wird gesondert betrachtet, da sie schon in den 1970er Jahren in den Bodensee eingeschleppt wurde, also schon vor der aktuellen Neozoeninvasion über den Rhein-Main-Donau-Kanal das Einzugsgebiet des Hochrheins besiedelte. Die Daten wurden für jeden Flussquerschnitt über sämtliche Teilproben gemittelt.

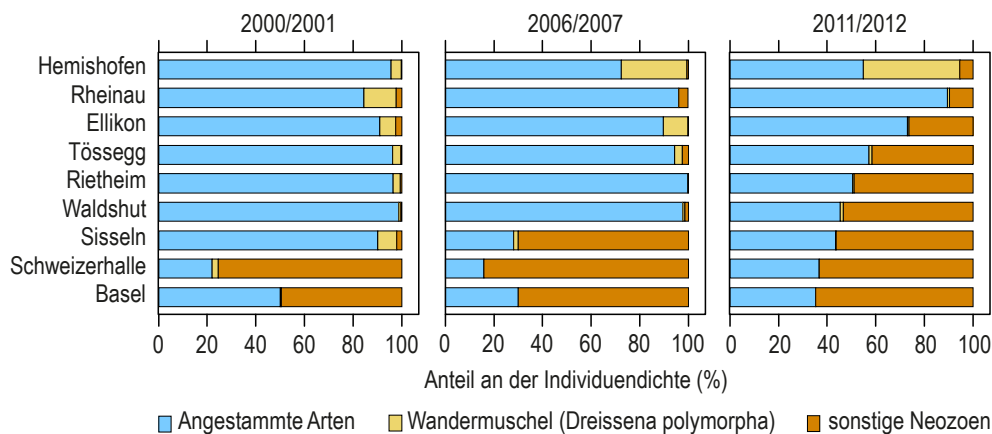


Abbildung verändert nach Rey et al. 2016.

Rhone: Das Makrozoobenthos der Walliser Rhone wurde zwischen 1998 und 2004 an diversen Standorten untersucht. Generell zeigten diese Untersuchungen eine Qualitätsverschlechterung vom Ober- zum Unterlauf, die Qualität war aber auch in tieferen Lagen zufriedenstellend. Es kamen jedoch viele ubiquitäre Arten (d.h. bzgl. Lebensraum wenig anspruchsvolle Taxa) vor. Gründe dafür sind eine Verschlechterung der Wasserqualität, die Flussbegradigungen und die Wasserkraftanlagen (Bernard et al. 2007). Die Situation hat sich im Vergleich zu früheren Untersuchungen jedoch sowohl in der oberen Rhone (oberhalb Naters) sowie auch unterhalb von Siders wieder leicht verbessert (ETEC Sàrl und PhycoEco, 2009; Zurwerra et al. 2011). In der Genfer Rhone unterhalb des Genfersees wurden 2011 46 Arten der sensiblen Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven gefunden. Zu erwarten wären jedoch deutlich mehr Arten, was auch hier auf Defizite in der Gewässerqualität hinweist (z.B. Schwall-Sunk, Feinsedimentablagerungen, keine natürliche Flussdynamik; Knispel 2012).

Qualitätsverschlechterung
entlang des Fließverlaufs

Exkurs: Zustand kleiner Fliessgewässer

Die NAWA-Stellen umfassen nur mittelgrosse und grosse Gewässer. Kleine Fliessgewässer, definiert als Fliessgewässer mit Flussordnungszahlen 1 und 2 nach Strahler (siehe dazu BAFU, 2013a), machen jedoch mit zirka 75 % den Grossteil des Schweizer Gewässernetzes aus. Damit sind diese nicht nur streckenmässig von grosser Bedeutung, sondern erfüllen auch grundlegende ökologische Funktionen. Im Rahmen einer vom BAFU in Auftrag gegebenen Studie wurden 709 Makrozoobenthos-Proben von 406 Untersuchungsstellen an kleinen Fliessgewässern aus den Jahren 2005 bis 2013 analysiert. 518 Proben von 215 Stellen stammen von kantonalen Gewässerschutzfachstellen; 191 Proben von ebenso vielen Stellen wurden vom Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM CH) bereitgestellt (Leib 2015).

Ausgewertete Daten

Um den Einfluss von Mikroverunreinigungen auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos zu ermitteln, wurde die stoffliche Gewässerbelastung anhand einer Landnutzungsanalyse abgeschätzt. Dieser Ansatz wird der Relevanz weiterer Einflussfaktoren wie der Ökomorphologie, der Wasserführung oder der Wassertemperatur nicht gerecht. Dieses pragmatische Vorgehen erlaubt trotzdem Rückschlüsse auf die Relevanz der diffusen Einträge von Mikroverunreinigungen (vgl. Strahm et al. 2013).

Fokus auf diffusen Quellen von Mikroverunreinigungen

Knapp die Hälfte der untersuchten Makrozoobenthos-Proben zeigte einen mässigen bis schlechten Zustand und erreichte somit die ökologischen Ziele gemäss MSK nicht. In der Hügelstufe (200 bis 600 m ü. M.) wurde 58 % aller untersuchten Fliessgewässerstandorte ein mässiger bis sehr schlechter biologischer Zustand attestiert. Die Bewertung der kleinen Fliessgewässer fällt also im Vergleich zu den mittelgrossen und grossen schlechter aus. Die grössten Defizite zeigten sich in der Höhenstufe zwischen 300 bis 400 m ü. M., wo über 70 % des Makrozoobenthos auf einen ungenügenden Gewässerzustand schliessen lassen. Für 47 % der Untersuchungen deutet der SPEAR_{pesticide}-Index zudem auf einen negativen Einfluss durch Pestizide auf die Wasserwirbellosen hin. Über 90 % der Makrozoobenthos-Proben, bei denen der SPEAR_{pesticide}-Index eine insektizide Wirkung auf die Gewässerfauna anzeigte, liegen unterhalb von 600 m ü. M (Leib 2015). Dies bestätigt die stärkste Beeinträchtigung in der Hügelstufe, die auch in der Auswertung der NAWA-Daten zu sehen war.

Grosser Anteil der Untersuchungsstellen in schlechtem Zustand

Es konnte gezeigt werden, dass ein tendenziell schlechterer Gewässerzustand in Einzugsgebieten mit grösserem Flächenanteil intensiver Landnutzung oder Siedlungsfläche auftritt. Der Einfluss der verschiedenen Landnutzungsarten ist auch anhand der Beurteilung des Gewässerzustandes mittels SPEAR_{pesticide}-Index erkennbar: bei höheren Anteilen Siedlungsflächen oder Ackerbau bzw. niedrigeren Anteilen Wald im Einzugsgebiet erfüllten deutlich mehr Proben die Ziele nicht (Abb. 23). Eine Zielerfüllung ist gegeben, wenn der SPEAR_{pesticide}-Index > 33 ist (Leib 2015).

Negativer Einfluss von Landwirtschaft und Siedlung

Abb. 23 > Vergleich der Flächenanteile der Landnutzungen am Einzugsgebiet und der Zielerfüllung hinsichtlich des $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index

Zielerfüllung gemäss $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index für die Flächenanteile Siedlung, Ackerbau und Wald

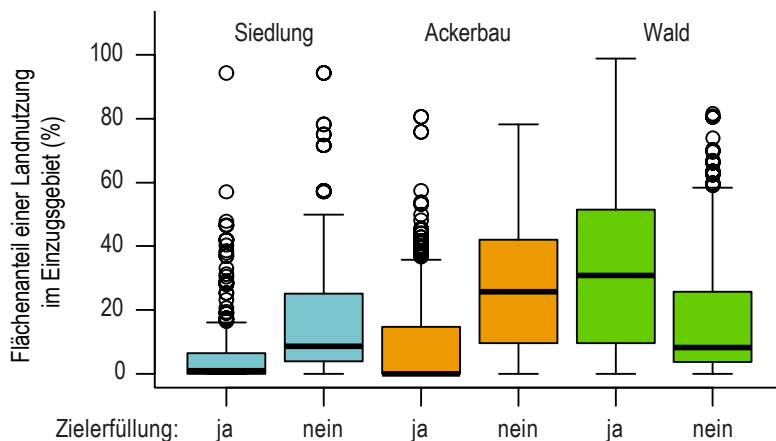


Abbildung Angepasst aus Leib (2015)

4.2.2 Kieselalgen (Diatomeen)

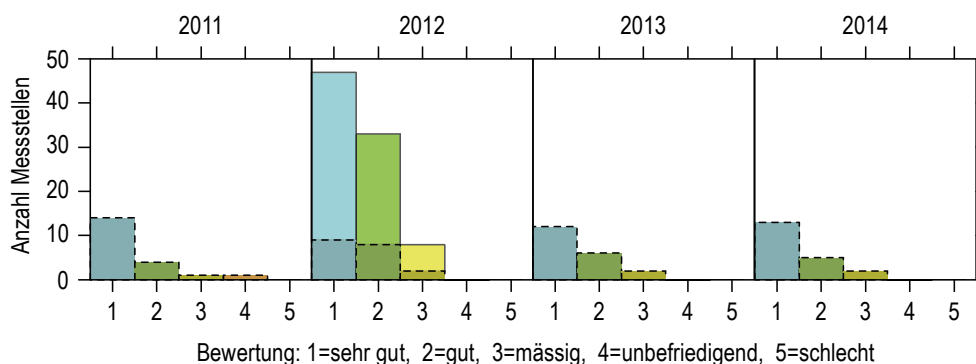
Der Diatomeen-Index DI-CH zeigte an rund 90 % der Messstellen eine gute bis sehr gute Wasserqualität (Abb. 24). Der DI-CH spiegelt in erster Linie die Wasserqualität hinsichtlich des Nährstoffgehaltes wider. So zeigten auch die Konzentrationen von Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) an rund 90 % eine geringe Nährstoffbelastung (siehe dazu Kapitel 4.1.1, insbesondere Abb. 6 und Tab. 4). Die gute Übereinstimmung zwischen den Bewertungen basierend auf dem DI-CH und der Nährstoffbelastung ist auch in der Gegenüberstellung des DI-CH mit den NH_4^+ -Konzentrationen ersichtlich. Von den total 129 Indikatorwerten der Erhebungsjahre 2011 bis 2013 erreichten 114 Indikatorwerte mindestens einen guten Zustand, sowohl für die Diatomeen als auch für NH_4^+ .



Diatomeen zeigten geringe Nährstoffbelastung

Abb. 24 > Bewertung anhand des Diatomeen-Indexes

Verteilung der Bewertungen der 89 Messstellen für den Bioindikator Diatomeen mit dem DI-CH (Qualitätsklassen nach MSK-Modul Kieselalgen). Die dunkleren, gestrichelt umrandeten Balken zeigen die 20 Pilotstellen, auf die sich die Erhebungen 2011 bis 2014 beschränkten.



Die Unterschiede im DI-CH zwischen den 2011 bis 2014 jährlich beprobten 20 Pilotmessstellen waren gering (Abb. 24). Die kurzfristigen Schwankungen in der stofflichen Belastung werden aufgrund der besseren zeitlichen und räumlichen Integration des Bioindikators nicht abgebildet. Allfällige langjährige Trends werden sich erst in Zukunft manifestieren. Regelmässige Untersuchungen an NAWA-Messstellen zeigten jedoch beispielhaft, dass sich die Verringerung der Nährstoff- und organischen Belastung seit Mitte der 1990er Jahre mittels der MSK-Methode Diatomeen nachweisen lässt (Berset et al. 2012; Hürlimann und Straub, 2014b; Känel et al. 2012).

Geringe jährliche Variation

Hauptquellen für die Nährstoffbelastung sind kommunale Abwässer und Einträge aus der Landwirtschaft. Aufgrund dessen bestätigte sich das erwartete Bild, dass die im Mittelland gelegenen Messstellen tendenziell schlechter bewertet wurden (Abb. 25). Dieselbe räumliche Verteilung ist in Abb. 8 im Kapitel *Nährstoffe* für Nitrat ersichtlich.

Tendenziell schlechtere
Bewertung im Mittelland

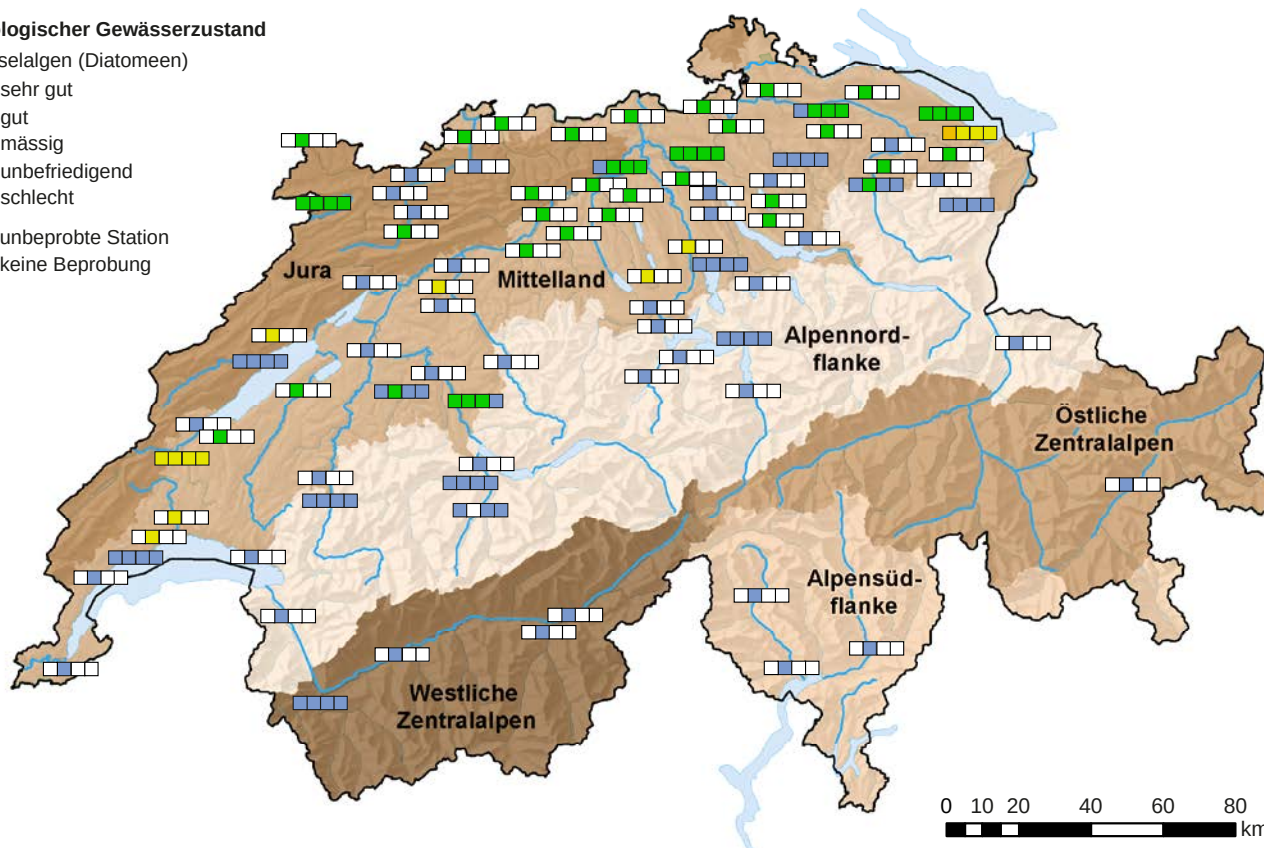
Abb. 25 > Qualitätsklassen Diatomeen

Die räumliche Verteilung und zeitliche Entwicklung der Bewertung bezüglich der Nährstoffbelastung mittels des Bioindikators Diatomeen an den 89 im Jahr 2012 beprobten NAWA-Messstellen sowie an den 20 von 2011–2014 beprobten Pilotstellen. Die Bewertungen sind als Farbcode in einer Reihe dargestellt. Weisse Felder symbolisieren fehlende Beprobungen 2011, 2013 und 2014, schwarze Punkte nicht beprobte Messstellen an grossen Gewässern. Die braun eingefärbten Gebiete illustrieren die sechs biogeographischen Regionen.

Biologischer Gewässerzustand

Kieselalgen (Diatomeen)

- sehr gut
- gut
- mässig
- unbefriedigend
- schlecht
- unbeprobte Station
- keine Beprobung

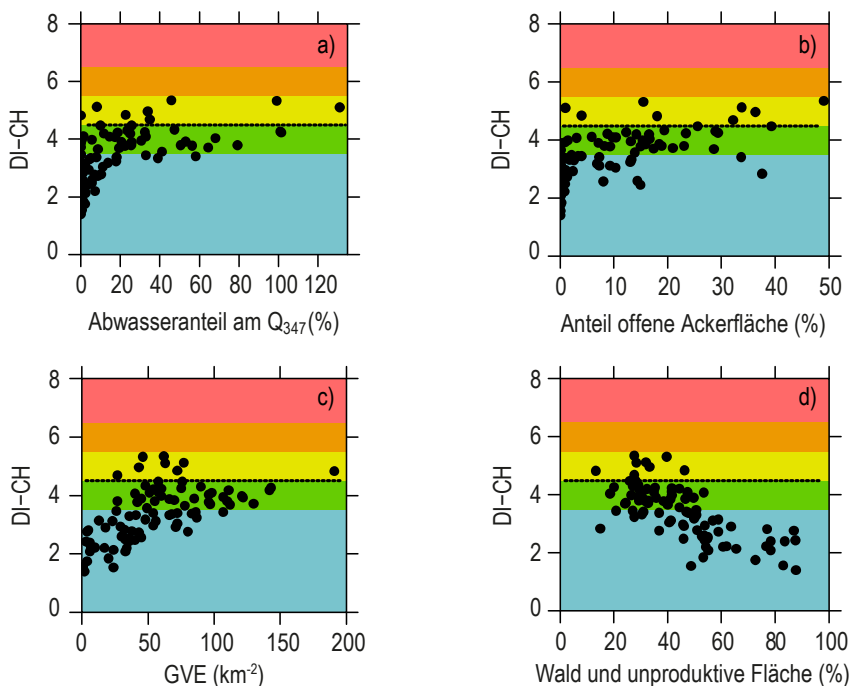


Der Einfluss des kommunalen Abwassers sowie der Landwirtschaft auf den DI-CH bzw. den Nährstoffgehalt im Gewässer zeigt sich auch in den positiven Trends zwischen dem Diatomeen-Index und dem Abwasseranteil am Niedrigwasserabfluss (Abb. 26a) sowie dem Anteil Ackerbaufläche (Abb. 26b) und der Anzahl Grossvieheinheiten (GVE) im Einzugsgebiet (Abb. 26c). Dieselben Trends sind bei den Nitratkonzentrationen ersichtlich (siehe dazu Abb. 9 im Kapitel *Nährstoffe*). Erwartungsgemäss zeigt der DI-CH eine abnehmende Nährstoffbelastung mit zunehmendem Anteil Wald und unproduktiven Flächen im Einzugsgebiet an (Abb. 26d).

Gegenüberstellung mit
Indikatoren anthropogener
Belastung

Abb. 26 > Diatomeen-Index DI-CH aufgetragen gegen Belastungsindikatoren

Gegenüberstellungen des DI-CH (y-Achse) und der Ausprägungen der Belastungsindikatoren an den jeweiligen Messstellen (x-Achsen).



Insgesamt konnten 233 Diatomeen-Taxa in der Untersuchungsperiode 2011, 2012 und 2013 bestimmt werden. Das sind 44% der in den Fliessgewässern Mitteleuropas häufig vorkommenden 526 Taxa (Hürlimann und Straub, 2014b). Im Jahr 2012 betrug der Median der Taxazahl aller Proben 29 Taxa. Das Taxon *Achnanthes minutissimum* hatte die grösste Verbreitung – bis auf eine Ausnahme kam es in allen Proben vor. Dieses in ganz Mitteleuropa häufige Taxon ist gegenüber vielen Umweltfaktoren sehr tolerant, wobei es starke organische Belastung meidet. Insgesamt wurden drei neozoische Arten in insgesamt 16 Proben beziehungsweise an 13 Messstellen gefunden. Zwei dieser drei Taxa wurden allerdings nur an einer Stelle im Tessin gefunden. Mit Zählungen an elf Stellen, welche alle an grösseren Fliessgewässern lagen, war das neozoische Taxon *Didymosphenia geminata* am weitesten verbreitet. In der Schweiz erfolgte die erste Beschreibung dieses Taxon im Jahr 1999 im Inn.

Missbildungen der Schalenstruktur (sogenannte Teratologien) können natürlichen Ursprungs aber auch anthropogen bedingt sein. Sind mehr als 0,5 % der Schalen einer Kieselalgen-Lebensgemeinschaft missgebildet, wird davon ausgegangen, dass anthropogene Faktoren (z. B. hohe Nährstoff- oder Schwermetallkonzentrationen etc.) die Missbildung (mit-)verursachen (Hürlimann und Straub 2014). 33 NAWA-Stellen wiesen einen Anteil von $\geq 0,5\%$ auf, wobei der maximale Anteil in einer Probe 4,7 % betrug. Bei einer schlechteren Wasserqualität (beurteilt anhand der Kieselalgen) nahm tendenziell auch der Anteil an Teratologien zu. Geographisch zeigte sich eine Häufung der Teratologien vor allem im Mittelland und im Jura (Hürlimann und Straub, 2014b). Dies stimmt auch mit einer tendenziell stärkeren stofflichen Belastung der Fliessgewässer im Mittelland überein (s. oben).

Missbildungen der
Schalenstruktur (Teratologien)

Die an acht Stellen durchgeführten Doppelbeprobungen gaben im Mittel eine Abweichung von nur 0,3 DI-CH-Einheiten. Da die Werte jedoch häufig nahe bei einer Klassengrenze lagen, ergab sich dadurch für vier der acht Stellen eine andere Qualitätsklasse. Unterschiede bei der Bestimmung sind auch durch die Arten- und Formenvielfalt der Diatomeen begründet. Hierdurch ist es nahezu unmöglich, bei zwei Zählungen auf Artniveau dieselbe Artenliste mit denselben relativen Häufigkeiten zu erreichen. Zudem ist die Variabilität und Verteilung der selteneren Arten bereits innerhalb eines Präparates sehr gross. Die häufigsten Arten einer Probe (mehr als 10 % Anteil) werden aber in den meisten Fällen gleich bezeichnet. Dies zeigt klar, dass für die Vergleichbarkeit und Zuverlässigkeit der über alle vier Jahre aufgenommenen Daten jährliche Wiederholungskurse, sei es für die Feldarbeit, die Präparation, die Bestimmung und Zählung der Proben aber auch für die Auswertung und Interpretation der Resultate, von zentraler Bedeutung sind (Hürlimann und Straub, 2014b).

Methodische Schwierigkeiten

Exkurs: Zustand grosser Fliessgewässer

In grossen Fliessgewässern, die nicht zu Fuss durchquert werden können, kann die Flussmitte nur mit grossem Aufwand beprobt werden. Im Normalfall genügt es aber, die beiden Flussufer mit drei bis fünf Steinen separat zu beproben. Diese Proben können dann anhand des Modul-Stufen-Konzepts ausgewertet werden (Hürlimann und Niederhauser 2007). Die Kieselalgenuntersuchungen zeigen, dass die Wasserqualität in den grossen Flüssen generell gut bis sehr gut ist.

MSK-Modul Kieselalgen in
grossen Fliessgewässern auch
anwendbar

Aare: Im Frühling 2008 wurden Kieselalgenproben von neun Stellen in der Aare zwischen Thunersee und Bielersee untersucht. Insgesamt war die Wasserqualität gemäss dem DI-CH immer in einem guten oder sehr guten Zustand (Werner 2009). In der Aare zwischen Thunersee und dem Rhein wurden die Kieselalgen im Jahr 2001 und 2012 eingehend untersucht. Im Jahr 2012 konnten in den total 48 Proben insgesamt 149 Taxa und damit 28 % der für mitteleuropäische Fliessgewässer typischen Arten gefunden werden. Mit zwei Ausnahmen (je eine Probe aus Arch und Olten) zeigten die Kieselalgenuntersuchungen eine gute bis sehr gute Wasserqualität an. Somit hat sich die Gewässergüte seit den Untersuchungen im Jahr 2001 insgesamt verbessert (Rey et al. 2016).

Hohe Artenvielfalt in der Aare

Aargauer Limmat: An den beiden Untersuchungsstellen in der Aargauer Limmat in Turgi und Wettingen wurden insgesamt 74 Kieselalgentaxa gefunden. An den einzelnen Transektstellen wurden zwischen 23 und 38 Arten bestimmt. Dies entspricht dem schweizerischen Durchschnitt für Fliessgewässer von 25 Taxa und dem für Seeausflüsse, grosse Flüsse und Stauhaltungen typischen Werten von 30 bis 50 Taxa. Ein guter oder sehr guter Zustand gemäss Modul Kieselalgen wurde an beiden Stellen erreicht (Hürlimann und Ortlepp 2011).

Kieselalgen in der Limmat
entsprachen dem
schweizerischen Durchschnitt

Mittelland-Reuss: An 13 Stellen der Mittelland-Reuss wurden im Jahr 2011 Kieselalgen untersucht. Pro Probe wurden zwischen 17 und 54 Taxa gefunden, was typisch ist für Flüsse (20–30 Taxa) wie auch für Seeausflüsse (> 30 Taxa). Missbildungen von Kieselalgenschaalen (Teratologien) traten gehäuft mit Anteilen von >1 % nur an den Stellen Gösslikon (nach ARA Bremgarten, 2 %) und Windisch (in der Restwasserstrecke, 4 %) auf. Solch hohe Anteile an Teratologien werden als kritisch erachtet und eher in Zusammenhang mit anthropogenen Faktoren wie toxischen Belastungen gebracht als mit natürlichen Gegebenheiten. Der DI-CH zeigte jedoch bei allen Stellen eine gute bis sehr gute Wasserqualität an (Hürlimann und Wyss 2013).

Kieselalgenanzahl in der Reuss
typisch

Rhein: Die Kieselalgenbesiedlung im Alpenrhein und im Vorder- und Hinterrhein wurde erstmals in den Jahren 2009/2010 an total acht Stellen untersucht. Die untersuchten Stellen waren eher artenarm (13–24 Arten) und wenig divers. Dies kann an der Wassertrübung (verursacht durch Gletscher, Kiesabbau, Schwall/Sunk etc.) liegen. Der DI-CH entsprach bei allen untersuchten Proben der Zustandsklasse «sehr gut» (Rey et al. 2011). Im Hochrhein wurden an acht Stellen Kieselalgenproben genommen. Anhand der ermittelten Artenzusammensetzung und Häufigkeiten wurde eine Bewertung der ökologischen Gewässerqualität gemäss der EU-Wasserrahmen-Richtlinie vorgenommen. Die Anzahl nachgewiesener Arten lag zwischen 35 Arten (mässig artenreich) und 61 Arten (sehr artenreich). In der Gesamtbewertung ergab sich an fünf Stellen eine sehr gute, an zwei Standorten eine gute und an einer Stelle (Küssaberg-Ettikon) eine mässige ökologische Qualität (Hofmann 2013).

Alpenrhein eher artenarm,
Hochrhein mässig artenreich bis
sehr artenreich

Rhone: Die Kieselalgen in der oberen Rhone zwischen Gletsch und Brig wurden in den Jahren 2010 und 2011 an je zwölf Stellen untersucht. Die untersuchten Stellen wiesen bis vor die Kläranlage bei Fiesch mehrheitlich standortgerechte Kieselalgen-Lebens-gemeinschaften auf. Unterhalb der ARA konnten 5–6 typische Arten für die Abwasserbelastungen nachgewiesen werden. Die gereinigten Abwässer waren somit als wichtiger Einflussfaktor erkennbar. Die biologisch indizierte Wasserqualität entsprach jedoch an allen Stellen der Zustandsklasse «sehr gut» (Zurwerra et al. 2011). Zusätzlich wurde die Rhone zwischen Gamsen und Martigny an total 20 Stellen zwischen 2007 und 2009 je zwei Mal untersucht. Die mittlere Biomasse nahm talabwärts ab, was darauf hinweist, dass die Kieselalgendichte massgeblich vom Erosionsvermögen des Wassers (Fliessgeschwindigkeit und Dichte der Schwebstoffe) beeinflusst wird. Unterhalb von Gamsen ist die Rhone in Bezug auf die Kieselalgen-Population (wie auch hinsichtlich ihrer Ökomorphologie) von Monotonie geprägt. Der DI-CH zeigte jedoch für alle Stellen eine gute bis sehr gute Wasserqualität an (ETEC Sàrl und PhycoEco 2009).

Kieselalgen in oberer Rhone
standortgerecht, untere Rhone
geprägt von Monotonie

4.2.3 Fische

Die Gesamtbewertung der erhobenen Fischdaten ergab für nur ein Viertel der Befischungsstrecken einen guten bis sehr guten ökologischen Zustand gemäss Modul Fische (27 % von 52 bewerteten Strecken; Abb. 27a). Zwei Drittel der Strecken befanden sich in einem mässigen und ca. 10 % in einem unbefriedigenden Zustand. Diese Strecken befinden sich vor allem im Mittelland (Abb. 28; Dönni und Guthruf 2014).

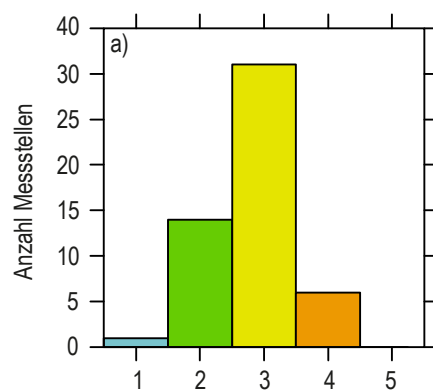
Die Anzahl Arten pro Befischungsstrecke variierte zwischen 1 und 15, mit maximal zwei Neozoenarten pro Strecke (Goldfisch, Katzenwels, Regenbogenforelle und Sonnenbarsch). Der daraus resultierende Parameter *Artenspektrum*, der die Standortgerechtigkeit der gefundenen Artenzusammensetzung beurteilt, zeigte für fast zwei Drittel der Befischungsstrecken einen sehr guten oder guten Zustand (Abb. 27b, P1).



Ein Viertel der NAWA-Stellen in gutem oder sehr gutem Zustand; Artenzusammensetzung mehrheitlich gut

Abb. 27 > Bewertung Fische

a) Gesamtbewertung der 52 Messstellen für den Bioindikator Fische. Erhebungen fanden nur im Jahr 2012 statt. Bewertung: 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mässig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht.



b) Bewertung anhand der vier Parameter Artenspektrum und Dominanzverhältnis (P1), Populationsstruktur der Indikatorarten (P2), Fischdichte der Indikatorarten (P3), Deformation/Anomalien (P4). Bewertung P1 und P2: sehr gut, gut, mittel, unbefriedigend, schlecht, P3: hoch, mittel, gering, P4: <1 %, 1–5 %, >5 %.

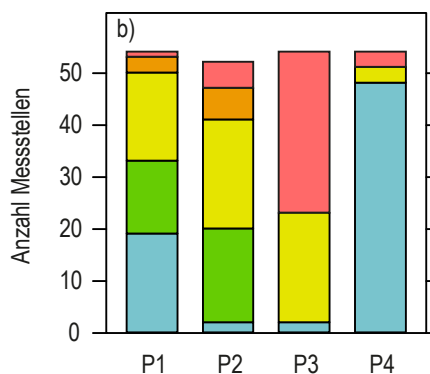
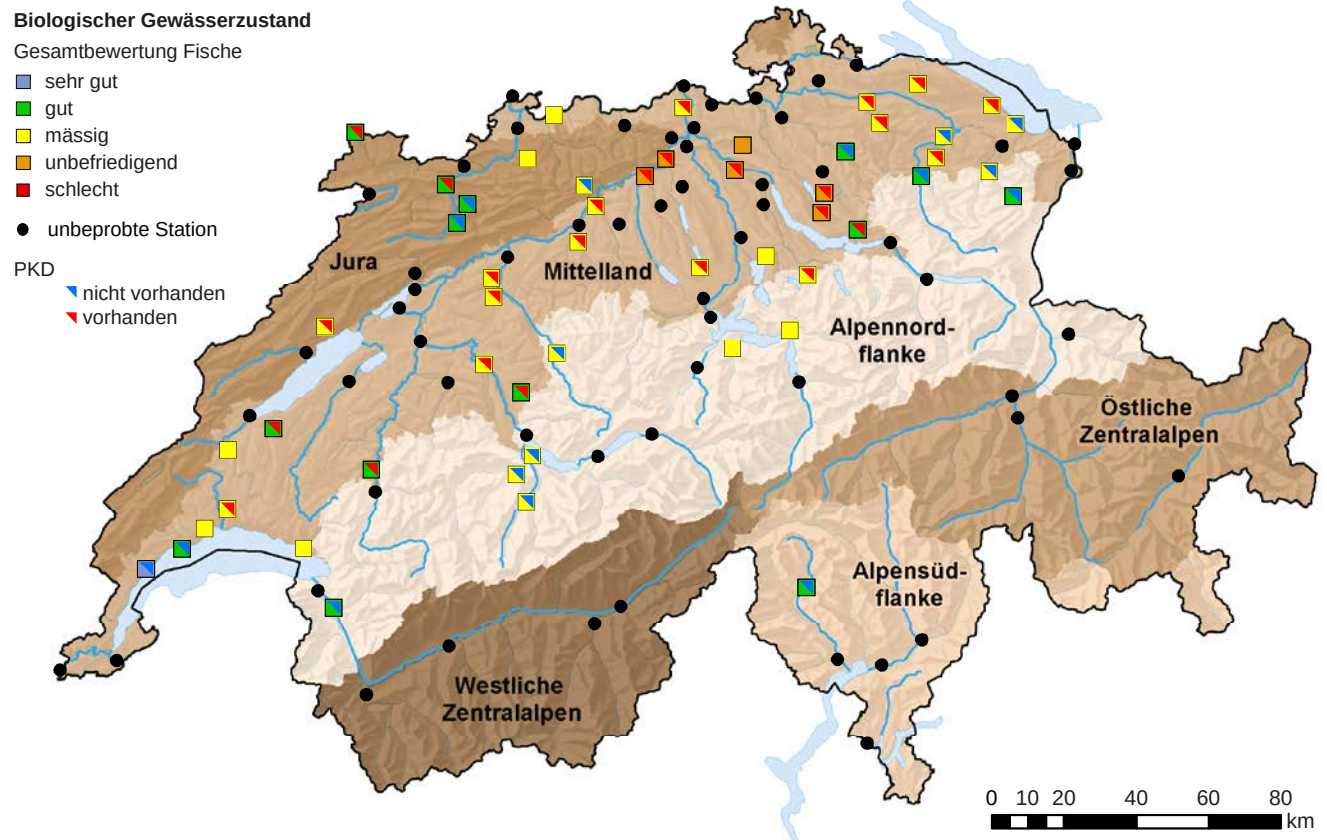


Abb. 28 > Regionale Verteilung der Gesamtbewertung der Fische und des PKD-Nachweises

Gewässerqualität im Jahr 2012 an den 52 Untersuchungsstellen gemäss den Qualitätsklassen des MSK-Moduls Fische. Die Dreiecke geben an, an welchen der 44 untersuchten Stellen PKD (Proliferative Kidney Disease; Proliferative Nierenkrankheit) nachgewiesen wurde. Die braun eingefärbten Gebiete illustrieren die sechs biogeographischen Regionen.



Hintergrunddaten: VECTOR25 © swisstopo (DV002232.1: Gewässerlinien), © 2004, swisstopo (Kartenhintergrund).

Die Populationsstruktur einer Art wird aufgrund des Vorhandenseins verschiedener Altersklassen sowie der Dichte der 0+-Fische (Fische im ersten Lebensjahr) als Mass für die natürliche Reproduktion beurteilt. Die Populationsstruktur der Indikatorarten wurde mehrheitlich als gut oder als mittel eingestuft (Abb. 27b, P2). Der Teilparameter 0+-Dichte Bachforellen beeinflusste das Gesamtergebnis für diesen Parameter negativ. Über 80 % der Strecken wurden damit als unbefriedigend oder schlecht bewertet (Dönni und Guthruf 2014). Dabei ist zu beachten, dass v. a. mittlere und grössere Gewässer befischt wurden. Hohe 0+-Bachforellendichten wurden im Rahmen von Untersuchungen des von der Eawag, dem BUWAL und einigen Kantonen durchgeführten Projektes «Fischnetz» zur Naturverlaichung dagegen vor allem in kleineren Gewässern festgestellt (Schager und Peter, 2001; Schager und Peter 2002).

Populationsstruktur der Indikatorarten wies Mängel auf

Der Parameter *Fischdichte der Indikatorarten* wurde an mehr als der Hälfte der Befischungsstrecken als «gering» eingestuft (Abb. 27b, P3). Der Parameter Deformationen und Anomalien (äusserlich erkennbare Defekte) hingegen wurde an fast 90 % der Befischungsstrecken als «gut» bewertet (Abb. 27b, P4).

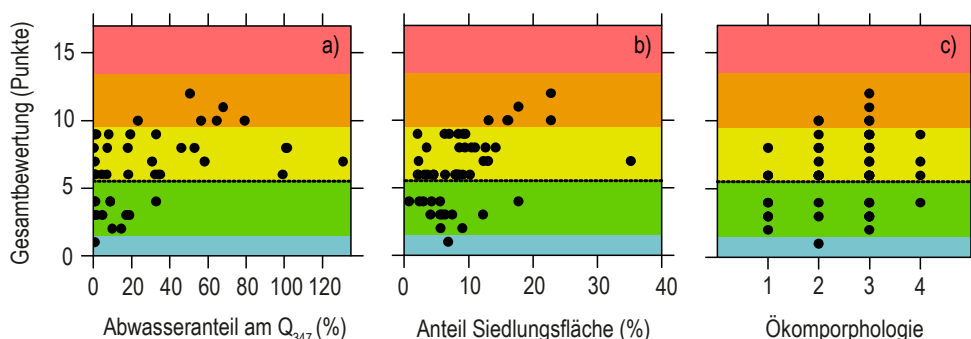
Fischdichte der Indikatorarten schlecht, Deformationen und Anomalien jedoch selten

Fische reagieren auf verschiedene Aspekte ihres Lebensraums und haben komplexe Ansprüche daran. Daher ist eine Korrelation mit einzelnen Parametern wie Nährstoffgehalt oder spezifischen Landnutzungsanteilen nicht unbedingt eindeutig. Dies zeigte auch das Projekt «Fischnetz», welches während fünf Jahren den Bestandesrückgang der Forellen in der Schweiz untersuchte (Meili et al. 2004). In der Schlussynthese wird aufgeführt, dass der Rückgang in vielen Fällen auf die generell schlechte Situation der Lebensräume und auf die Krankheit PKD zurückzuführen ist. Schlechte Lebensraumqualität kann sowohl die Morphologie (beispielsweise fehlende Unterstände durch Verbauungen oder unzureichende Ufervegetation) als auch die Wasserqualität (chemische Verschmutzung) betreffen (Meili et al. 2004). Die Gesamtbewertung der NAWA-Fischdaten gemäss dem MSK-Modul Fische bestätigte diese Befunde und zeigte einen Trend hin zu einem schlechteren Zustand der Fischgemeinschaft mit steigendem Abwasser- und Siedlungsflächenanteil im Einzugsgebiet (Abb. 29) sowie, eingeschränkt, mit einer schlechteren Morphologie. Weitere Faktoren, die mit der vorhandenen Datengrundlage nicht überprüft werden konnten, wie die Durchgängigkeit und die Vernetzung der Gewässer, spielen aber vermutlich eine ebenso grosse Rolle (Dönni und Guthruf 2014).

Negativer Zusammenhang mit Siedlung, ARA-Abwasser und ungenügender Morphologie

Abb. 29 > Gesamtbewertung Fische aufgetragen gegen Belastungsindikatoren

Gegenüberstellungen der Gesamtbewertung Fische (y-Achse) und der Ausprägungen der Belastungsindikatoren an den jeweiligen Messstellen (x-Achsen).



Wegen des hohen Aufwands wurden bei den Fischen keine jährlichen Untersuchungen an Pilotstellen durchgeführt. Es ist jedoch zu beachten, dass die Individuenzahl und Biomasse von Fischbeständen in Fließgewässern natürlicherweise grossen zeitlichen Schwankungen unterliegen. Eine Fischbestandsaufnahme stellt daher immer nur eine Momentaufnahme dar, die stark von hydrologischen Ereignissen in der kurz- bis mittelfristigen Vorgeschichte abhängt. Methodische Schwierigkeiten traten auf, da die Methode MSK Fische Stufe F auf watbare Fließgewässer ausgelegt ist. Ein relativ grosser Anteil der NAWA-Messstellen konnte daher nicht beprobt werden. Zudem gibt es nur für Bachforellen Referenzwerte bezüglich Fischdichten und die Bewertung ist stark auf das Vorkommen von Bachforellen ausgelegt. Probleme bei der Auswertung der Daten traten bei sehr geringer Fangzahl auf (Dönni und Guthruf 2014).

Natürliche zeitliche Schwankungen und methodische Schwierigkeiten

Fische von 44 NAWA-Stellen wurden auf die bei Bachforellen weitverbreitete Nierenkrankheit PKD (Proliferative Kidney Disease; Proliferative Nierenkrankheit) untersucht. Bei den übrigen Stellen konnten nicht genügend 0+-Bachforellen gefangen werden. An knapp 59 % dieser 44 Befischungsstrecken konnte ein Befall nachgewiesen

PKD-Befall an rund 60 % der untersuchten Strecken

werden (Abb. 27). Die Befallshäufigkeit betrug in diesen Strecken 11–100 % mit einem Mittelwert von 34 %. Die Untersuchungen bestätigten, dass die PKD eine in der Schweiz weit verbreitete Fischkrankheit ist. Sie kann bei den betroffenen Populationen zu hohen Mortalitäten führen und damit das Bewertungsergebnis mitbestimmen. Gegenwärtig werden die Zusammenhänge zwischen verschiedenen PKD-Infektionsparametern (chemische und physikalische Parameter, Nährstoffe, Vorkommen von Makrozoobenthos) und dem Vorhandensein der Krankheit analysiert. Somit wird es zukünftig möglich werden, Zusammenhänge zwischen Wasserqualität und dem Vorkommen der PKD zu ermitteln.

Exkurs: Zustand grosser Gewässer

Die Fischfauna wird teilweise auch in den grossen Flüssen der Schweiz erhoben; die Methode des Modul-Stufen-Konzepts ist dort in der Regel jedoch nicht anwendbar. Ein standardisiertes Befischungsprogramm für grosse Fliessgewässer, wie es in der EU durchgeführt wird, fehlt. Dies obwohl die grossen Fliessgewässer ein wichtiges Fisch-Artenreservoir bilden und die grossen Wanderrouten darstellen. Die Elektrobefischung von grossen Gewässern erfolgt sowohl vom Ufer wie auch von Booten aus und wird teilweise mit anderen Methoden (z. B. Netze) kombiniert. Im Folgenden werden Fischfauna-Erhebungen aus den grössten Flüssen vorgestellt. Auch wenn die Erhebungen zum Teil schon einige Jahre zurückliegen, zeigen sie dennoch einen generellen Rückgang der Fischbestände, wobei revitalisierte Abschnitte einen positiven Einfluss auf die Populationen hatten.

Aare: In den letzten Jahren sind die Bestände der Äsche sowie anderer Arten in der Aare zwischen Thun und Bern sehr stark zurückgegangen. In revitalisierten Abschnitten haben sich dagegen zahlreiche Fischarten wieder angesiedelt. Total leben in der Aare zwischen Thun und Bern 25 Fischarten sowie das Bachneunauge, wobei nur 2–5 Arten grosse Bestände bilden (Groppe, Barbe, Bachforelle, Schneider, Äsche; Vuille 2011). Zwischen Bielersee und Rhein wurden im März 2012 elf Abschnitte im Uferbereich befischt. Die Untersuchungen zeigten, dass die Jungfischdichte in der Aare aus ungeklärten Gründen geringer war als im Hochrhein. Total konnten 22 Fischarten und eine Neunaugenart nachgewiesen werden. Die Jungfischfauna wich von der potenziellen Fischbesiedlung der unteren Aare als Äschenregion deutlich ab und verschob sich hin zu indifferenten, toleranten Fischarten. Als Ursachen dafür kommen mehrere Faktoren in Frage: Der Mangel an geeignetem Laichsubstrat, die regelmässige Störung der Gelege durch Winterhochwasser, Wassertemperaturen ausserhalb des Lebensraumoptimums wärmeempfindlicher Arten, Stauhaltungen, welche die Abflusscharakteristik von einem schnell fliessenden hin zu einem langsam fliessenden System verschieben, sowie Langzeiteffekte der Wanderbarrieren, die zum Verschwinden der Wanderfische führen. Die Aufwertungsmassnahmen in der Aare wirkten sich jedoch positiv auf das Reproduktionspotenzial und die Besiedlung aus (Rey et al. 2016; Rey et al. 2013).

Aargauer Limmat: Die kantonale Fangstatistik der Aargauer Limmat erfasste im Jahr 2004 22 Fischarten, wobei ein Vergleich mit Daten aus dem letzten Jahrhundert zeigte, dass mindestens sechs Arten verschwunden sind. Der Bau des Kraftwerks Wettingen im Jahr 1933 hat die Limmat einschneidend verändert. Das Wehr blockierte bis 2007

Beurteilung mit MSK-Modul
Fische in grossen Fliessgewässern nicht möglich

Jungfischfauna in Aare wich
deutlich von natürlicher
Besiedlung ab

Beeinträchtigung der Aargauer
Limmat bis 2007 durch Kraftwerk

jeglichen Fischaufstieg und der lange Stausee führte zu mächtigen Feinmaterialablagerungen (Voser und Bolliger 2004). Mit der Konzessionserneuerung wurden jedoch bedeutende ökologische Aufwertungen des Kraftwerks durchgeführt. So wurde 2006/2007 der damals längste Fischpass Europas erstellt, wodurch der Weg zwischen Basel und Zürichsee erstmals seit über 100 Jahren wieder durchgängig gemacht wurde. An gewissen Tagen wurden seither auf dem Fischpass bis zu 400 Fische registriert (Christen 2009).

Mittelland-Reuss: Die Fischfauna der Luzerner Reuss wurde 2013 anhand Uferbefischung an 15 Stellen und Bootsbefischungen erfasst. Insgesamt konnten 14 Fischarten sowie das Bachneunauge nachgewiesen werden. Die vorwiegend aus typischen Flussfischarten bestehende Fauna ist sehr wertvoll und nur noch in sehr wenigen Gewässerabschnitten der Schweiz so ausgeprägt vorhanden. Entsprechend war der Anteil an Arten, welche auf der Roten Liste der gefährdeten Arten stehen an der Gesamtfangzahl mit 93 % sehr hoch. Darunter befanden sich die Nase, eine in der Schweiz vom Aussterben bedrohte Fischart, die Seeforelle und die Äsche. Die Fischfauna der Aargauer Reuss wurde im Jahr 2006 an fünf Stellen untersucht. Insgesamt kamen 33 Fischarten vor, wobei die Anzahl Arten je nach Abschnitt stark variierte. Fast alle auf Grund der natürlichen Standortbedingungen möglichen Fischarten kamen in der Reuss noch vor. Jedoch konnten sich nur Alet, Barbe und Schneider ausreichend fortpflanzen und grössere Bestände bilden. Ein Grund für die niedrigen Bestände der anderen Arten ist wohl der durch Kraftwerke im unteren Teil der Reuss eingeschränkte Geschiebetrieb, wodurch die Kiesbänke verdichten und somit eine Naturverlaichung von Kieslaichern wie Äschen oder Forellen eingeschränkt wird. Zusätzlich können Geschiebetrieb auslösende Hochwasser im Winter ebenfalls einschneidende Folgen auf diese im Kies laichenden Arten haben. Ein negativer Einfluss auf die Äschen-Population wird zudem den Kormoranen zugeschrieben (Voser 2008).

Viele seltene Arten in der Reuss

Rhein: Die Fischfauna im Alpen-, sowie Vorder- und Hinterrhein wurde in den Jahren 2005, 2009 und 2013 an neun Stellen untersucht. Insgesamt konnten im Jahr 2013 19 Fischarten nachgewiesen werden. Die dominierenden Fischarten im Alpenrhein waren der Strömer, die Bachforelle und die Groppe. Der Bestand der neozoischen Regenbogenforelle, die vierthäufigste Art im Alpenrhein, nahm im Längsverlauf immer mehr zu. Generell ist der Alpenrhein stark durch Strukturdefizite und Schwall-Sunk-Phänomene beeinflusst, welche dessen fischökologische Funktionsfähigkeit stark beeinträchtigen. Der Fischbestand ist daher durchgehend gering und mit Biomassen von 4 bis 10 kg/ha wesentlich unter den Werten vergleichbarer, ebenfalls anthropogen beeinträchtigter Flüsse. Die Bewertung des fischökologischen Zustandes anhand des Fisch-Index Austria ergab über alle Strecken im Alpenrhein sowie dessen Quellflüssen einen schlechten Zustand (Eberstaller et al. 2014; Rey et al. 2011). Das seit 2006 durchgeführte Jungfischmonitoring an neun Stellen im Hochrhein (zwischen Bodensee und Basel), welches die Fortpflanzungserfolge der verschiedenen Fischarten des Untersuchungsjahres und dessen Vorjahres abbildet, zeigte bisher das Vorhandensein geeigneter Reproduktionsmöglichkeiten. Der Hochrhein erwies sich als ausgesprochen artenreich. Die 2011/12 vorgefundene Artenzahl pro Untersuchungsstelle lag zwischen 13 und 21. Die Jungfischdichten waren im Rhein aus unbekannten Gründen grösser als in der Aare. Das Fischartenspektrum hat sich jedoch gegenüber historischen Verhältnissen deutlich hin zu indifferenten, toleranten Fischarten verschoben. Grösste Verän-

Starke Beeinträchtigung im Alpenrhein, doch erfolgreiche Reproduktion der Fische im Hochrhein

derungen im Spektrum der Jung- und Kleinfische gab es im Raum Basel, u.a. durch die Einwanderung invasiver neozoischer Grundelarten (Rey et al. 2016).

Rhone: Die Fischfauna der Rhone wurde zwischen 2001 und 2004 im Rahmen eines Forschungsprojektes der Eawag an insgesamt 22 Stellen von der Quelle bis zur Genferseemündung umfangreich untersucht. Diese Untersuchungen zeigten, dass die Fischdichte sowie die Artenvielfalt mit sieben nachgewiesenen Arten äusserst gering waren. Mit Ausnahme der Bachforelle und der Groppe handelt es sich bei den gefundenen Fischen um Einzelfänge. Zahlreiche Individuen der dominierenden Bachforellen wiesen zudem Deformationen auf, wie sie bei Zuchttieren üblich sind. Ein Grossteil der gefangenen Bachforellen stammte somit aus Fischzuchten. Die Naturverlaichung der Bachforelle funktionierte nur an drei Stellen (z. B. im unteren Teil des Pfynwaldes). Gründe für diese gravierenden Defizite liegen in massiven Strukturdefiziten der Ufer sowie der Flussmitte, an dem grossen Anteil von Restwasser- und Schwall-Sunk-Strecken sowie an der Abkoppelung der Seitengewässer (Peter und Weber 2004).

Gravierende Defizite der
Fischfauna in der Rhone

4.2.4 Wasserpflanzen (Makrophyten)

Von den Untersuchungsstellen, die eine Besiedlung mit aquatischer Vegetation vorwiesen, zeigten 62 % einen guten ($n = 27$) respektive sehr guten Zustand ($n = 9$) auf (Abb. 30). Bei 17 % ($n = 10$) wurde der Zustand als mässig und bei 21 % ($n = 12$) als schlecht beurteilt. Schlecht schnitten vor allem Gewässer im Mittelland ab (Abb. 31a). Damit ist der Zustand der Vegetation mit dem Zustand der Makroinvertebraten vergleichbar (siehe Abb. 19 in Kapitel 4.2). 24 der total 82 kartierten Stellen (29 %) wurden als natürlicherweise vegetationsarm typisiert (Abb. 31b). Oft sind diese Bäche stark beschattet, was die Besiedlung mit höheren Makrophyten verhindert. Kommt es an diesen beschatteten Standorten bei erhöhtem Abfluss zusätzlich zu Geschiebetrieb, fehlen auch die Moose.



Stärkere Beeinträchtigung der
Makrophyten im Mittelland

Abb. 30 > Bewertung der Makrophyten

Verteilung der Bewertungen der 58 anhand der Zürcher Methode (Känel et al. 2010a) bewerteten Messstellen für den Bioindikator Makrophyten. Die dunkleren, gestrichelt umrandeten Balken zeigen die 20 Pilotstellen, auf die sich die Erhebungen von 2011 bis 2014 beschränkten.

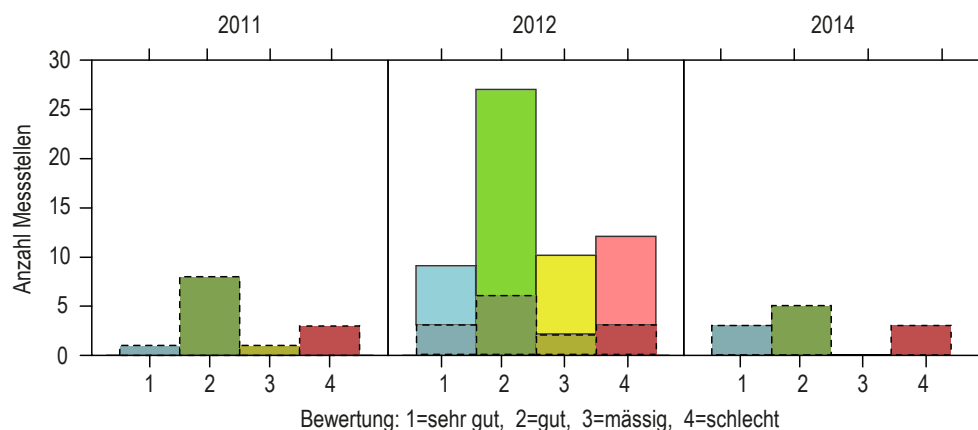
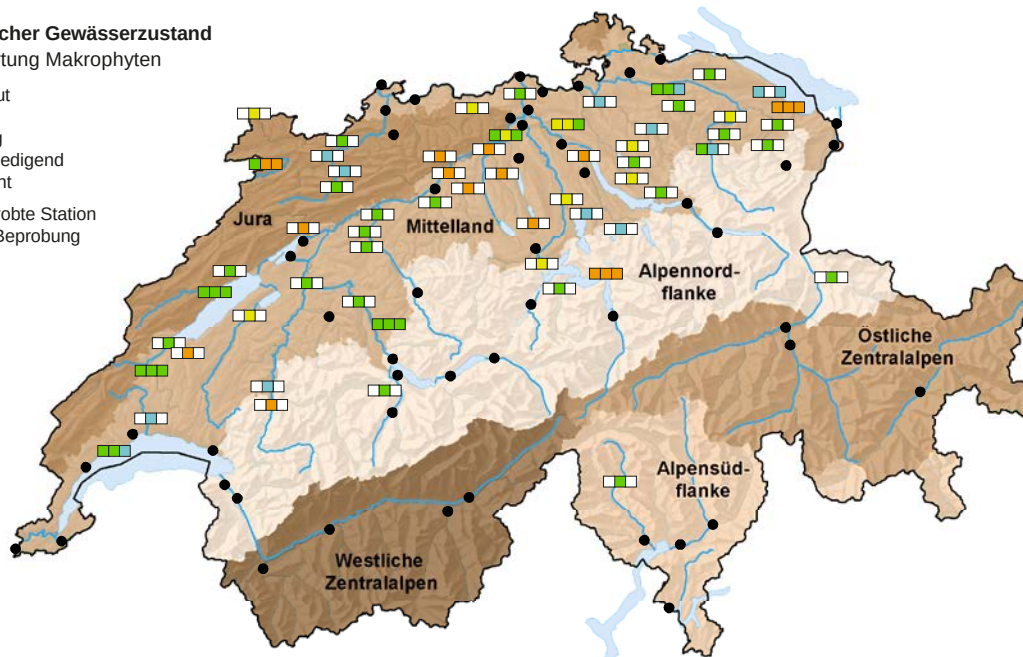


Abb. 31 > Regionale Verteilung der Bewertung der Makrophyten und der Vegetationstypen

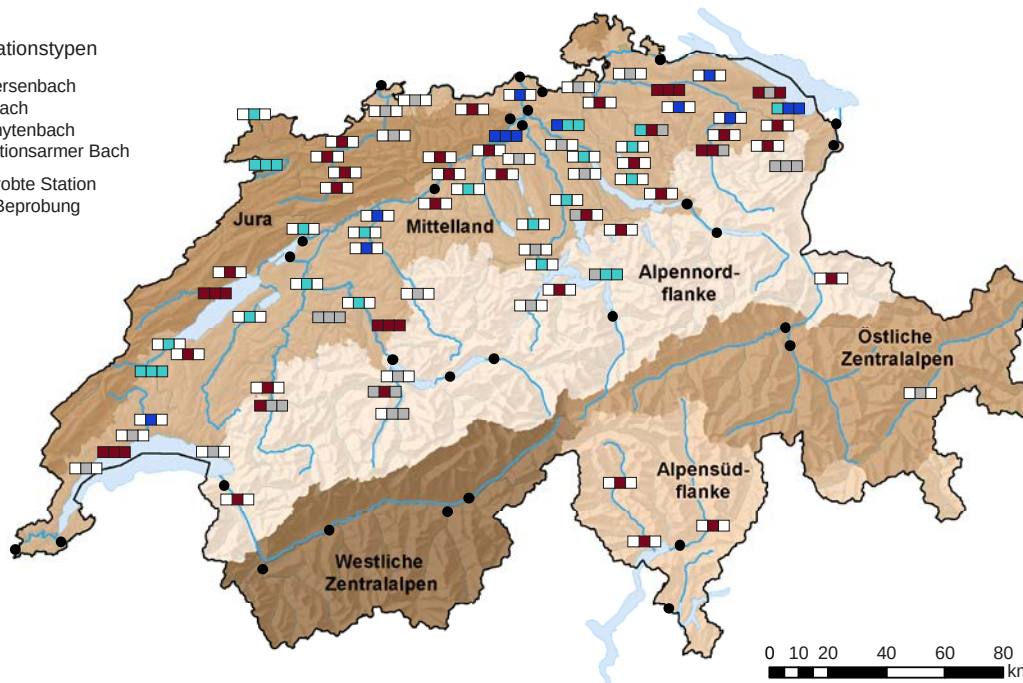
Die räumliche Verteilung und zeitliche Entwicklung der a) Bewertung und b) Vegetationstypen gemäss den Qualitätsklassen der Zürcher Methode Makrophyten an den 82 im Jahr 2012 beprobten NAWA-Messstellen sowie an den 20 im Jahr 2011, 2012 und 2014 beprobten Pilotstellen. Die Bewertungen und Vegetationstypen der verschiedenen Jahre sind als Farbcode in einer Reihe dargestellt. Weisse Felder symbolisieren fehlende Beprobungen resp. fehlende Bewertungen in vegetationsarmen Gewässern, schwarze Punkte nicht beprobte Messstellen an grossen Gewässern. Die braun eingefärbten Gebiete illustrieren die sechs biogeographischen Regionen.

Biologischer Gewässerzustand**a) Bewertung Makrophyten**

- sehr gut
- gut
- mässig
- unbefriedigend
- schlecht
- unbeprobte Station
- keine Beprobung

**b) Vegetationstypen**

- Submersenbach
- Moosbach
- Helophytenbach
- vegetationsarmer Bach
- unbeprobte Station
- keine Beprobung

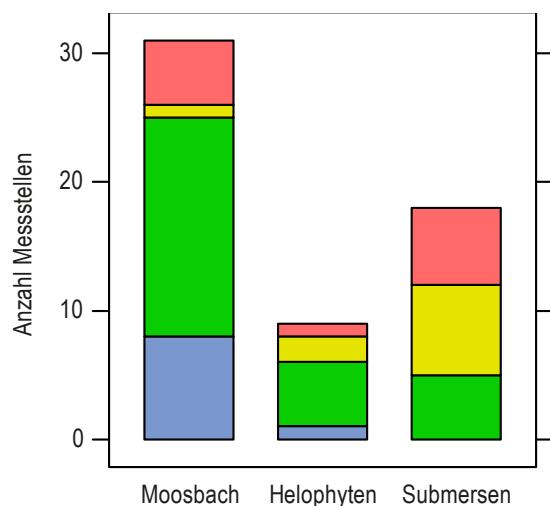


Getrennt nach Vegetationstypen zeigten die Bewertungen des Vegetationszustandes grosse Unterschiede: 80 % der Moosbäche und 70 % der Helophytenbäche wurden als gut bis sehr gut klassiert (Abb. 32). Bei den Submersenbächen fiel die Bewertung deutlich schlechter aus: nur 28 % (n = 5) der Stellen waren in einem guten Zustand und keine Stelle zeigte einen sehr guten Zustand (Roth et al. 2013). Kantonale Untersuchungen an 426 Stellen im Kanton Zürich zeigten ein ähnliches Bild: Sie beurteilten den Zustand der Moosbäche an 60 %, den Zustand der Helophytenbäche an 52 % und den Zustand der Submersenbäche an 20 % der Standorte als gut oder sehr gut (Känel et al. 2012).

Je nach Vegetationstyp
sehr unterschiedlicher
Vegetationszustand

Abb. 32 > Zustand der Vegetation nach Bachtypen

Zustand der Vegetation im Jahr 2012 bewertet anhand der Zürcher Methode (Känel et al. 2010a) getrennt nach Bachtypen.



Die Vegetation an einem Standort ist von verschiedenen natürlichen wie auch anthropogenen Faktoren abhängig. Anthropogene Einflüsse wirken sich häufig auf verschiedene lebensraumprägende Faktoren aus. So sind in ökomorphologisch stark beeinträchtigten Gewässern auch die Strömungsverhältnisse monoton, wodurch die Habitatvielfalt abnimmt und oft sind diese Gewässer auch stofflich belastet. Vor diesem Hintergrund ist der in Abb. 32 ersichtliche generell bessere Zustand der Moosbäche, die im Wald oder im steilen Gelände liegen und oft auch weniger anthropogen beeinflusst sind, zu sehen. Zudem zählt der Grossteil der höher gelegenen NAWA-Stellen bei vorhandener Vegetation zu dem Typ Moosbach (Abb. 31b). Verglichen mit den Helophyten- und Submersenbächen tiefere DOC-, Nitrat- und Phosphatkonzentrationen in diesen als Moosbach charakterisierten Stellen bestätigten die geringere Nährstoffbelastung.

Moosbäche sind oft weniger
anthropogen beeinflusst

Im Gegensatz zu den Moosbächen liegen sowohl Helophyten- als auch Submersenbäche überwiegend in von der Landwirtschaft und von Siedlungsflächen stärker beeinflussten Bereichen des Mittellandes (Abb. 31b). Hier zeigten die Submersenbäche einen klar höheren Anteil an mässig oder schlechter bewerteten Stellen als die NAWA-Stellen, die dem Helophytenbach zugeordnet sind (Abb. 32). Eine mögliche Ursache

Submersenbäche zeigten
schlechtesten
Vegetationszustand

könnte sein, dass die untersuchten Submersenbäche grössere Gewässer mit einer relativ hohen stofflichen Belastung und in einem ökomorphologisch schlechten Zustand waren.

Insgesamt wurden 224 Taxa aufgenommen, wovon 114 Einzelfunde waren und 40 Taxa an fünf und mehr Stellen erfasst wurden. Zwei der gefundenen Moosarten werden in der Roten Liste der gefährdeten Moosarten als stark gefährdet eingestuft. Drei Gefässpflanzen und zwei Moose haben den Status verletzlich, was bedeutet, dass die Population zwar noch weit verbreitet, aber regional stark zurückgegangen ist. Eine weitere Moosart wird als potenziell gefährdet eingestuft.

Insgesamt 19 Pilotstellen wurden in den Jahren 2011, 2012 und 2014 beprobt (Abb. 30). 2013 wurden keine Aufnahmen durchgeführt. Sieben Untersuchungsabschnitte wurden in einem Jahr dem Bachtyp vegetationsarmer Bach und in einem anderen Jahr dem Moosbach, oder umgekehrt, zugeordnet (Roth et al. 2014). Dies deutet darauf hin, dass sich die Untersuchungsstellen im Übergangsbereich zwischen dem Typ Moosbach und vegetationsarmen Bach befinden, was im bisherigen in der Methode vorgesehenen Plausibilisierungsprozess unter Umständen zu verschiedenen Zuordnungen führen kann (Känel et al. 2010a). Insgesamt veränderte sich die Bewertung einer Stelle zwischen zwei Aufnahmen aber höchstens um eine Klasse (Verbesserung oder Verschlechterung). Dies kann als minimal angesehen werden, da teilweise bereits eine Art mehr in der Aufnahme die Bewertung um eine Klasse verändern kann.

Methodische Schwierigkeiten kann es vor allem bei der Bestimmung der Moose geben. So war in den Auswertungen zu erkennen, welche Stellen von einem Moospezialisten beprobt wurden, da diese zum Teil bedeutend mehr Moostaxa aufwiesen, als die Stellen, welche von anderen Personen beprobt wurden. Diese Unterschiede können in Einzelfällen zu einer besseren Bewertung führen (Roth et al. 2013). Zur Zeit wird die Zürcher Methode überarbeitet, erweitert und auf gesamtschweizerische Verhältnisse angepasst. Eine einheitliche Taxaliste soll die Aufnahmen erleichtern und vereinheitlichen. Im Rahmen der Überarbeitung werden derzeit auch zusätzliche Daten ausgewertet, um Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren, anthropogenen Einflussfaktoren und der aquatischen Vegetation zu erkennen. Die vorliegenden Ergebnisse sollten daher als vorläufig erachtet und nach Erscheinen einer gesamtschweizerischen MSK-Methode Makrophyten nochmals neu beurteilt werden.

Exkurs: Zustand grosser Gewässer

Die «Zürcher Methode» beschreibt die Untersuchung von aquatischen Makrophyten in kleinen bis mittelgrossen Fließgewässern des Mittellandes. Voraussetzung für die Anwendung ist die Begehbarkeit der Fließgewässer mit Wathosen (Känel et al. 2010a). Wasserpflanzen in grossen Flüssen werden in der Regel vom Ufer oder von Booten aus bestimmt und/oder Proben werden mit einem Rechen oder von Tauchern genommen. Oft werden dabei auch alle Algen aufgenommen. Im Folgenden werden Resultate von Wasserpflanzenenerhebungen in grossen Flüssen vorgestellt. Aufgrund der fehlenden Methode, können keine miteinander vergleichbaren Aussagen zu den Makrophyten in grossen Fließgewässern gemacht werden.

Eingeschränkte Artenvielfalt und sieben Rote-Liste-Arten

Jährliche Variation meist durch methodische Schwierigkeiten erklärbar

Methodische Schwierigkeiten bei Moosbestimmung und laufende Überarbeitung des Moduls

Aare: Im Frühling 2008 wurden die Wasserpflanzen an neun Stellen in der Aare zwischen Thunersee und Bielersee untersucht. Naturnahe Bereiche unterhalb des Thunersees wiesen die höchste Artenvielfalt von strömungsliebenden Pflanzen auf. Die Grünalgen zeigten, dass die Aare in ihrem Verlauf nährstoffreicher wird, was auch durch Kieselalgenerhebungen und Nährstoffmessungen bestätigt wird (siehe dazu auch Kapitel 4.2.2). Aufgestaute und eingetiefte Bereiche mit viel Sand und Schlamm waren von niederwüchsigen Algen und von Wasserpflanzen besiedelt, welche für Flüsse eher untypisch sind. Bei mangelnder Umlagerung der Steine und Kiesel auf Restwasser- und Schwall-Sunk-Strecken ist der Gewässergrund dicht mit Algen überwuchert, die viele verschiedene Belastungen ertragen (Werner 2009). Wasserpflanzen in der Aare zwischen dem Bielersee und dem Rhein wurden nur während der Erhebungen der untersuchten Restwasserstrecken erhoben. Dabei zeigte sich, dass fädige Grünalgen und Wassermoose am häufigsten vertreten waren (Rey et al. 2013).

Höchste Vielfalt in naturnahen Bereichen, keine koordinierten Erhebungen in der unteren Aare

Aargauer Limmat: Makrophyten wurden im Jahr 2010 an zwei Stellen in der Limmat erhoben. Insgesamt wurden zwei Moose, zwei Wasserpflanzen und sieben Algengruppen gefunden. Die Bewuchsdichte der Faden- und Krustenalgenarten wies eine für Flüsse mit wenig Geschiebetrieb typische (Stelle bei Wettingen) bis eher hohe Dichte (Stelle bei Turgi) auf. Die erhöhte Algenbewuchsdichte bei Turgi ist wahrscheinlich auf die gereinigten Abwässer der ARA Region Baden-Wettingen zurückzuführen (Hürlimann und Ortlepp 2011).

Typische bis eher hohe Vegetationsdichte in Limmat

Mittelland-Reuss: Im Jahr 2011 wurden an 17 Stellen in der Mittelland-Reuss die Algen und Wasserpflanzen erhoben. Die Erhebungen wurden im März durchgeführt, weshalb die Zahl der von Auge erkennbaren Algenarten eher gering war. Die Algenbewuchsdichte nahm im Fliessverlauf tendenziell zu. Es fanden sich die für eher stabile Gewässersohlen mit zum Teil erhöhter Strömung typischen Rotalgen. Die gefundene Rotalge *Hildenbrandia rivularis* ist zudem typisch für das Fehlen von regelmässigem Geschiebetrieb. Weiter wurden sechs untergetauchte Wasserpflanzen bei den obersten zwei Stellen, also im seenahen Bereich, gefunden. Weiter flussabwärts wurden keine untergetauchten Wasserpflanzen beobachtet (Hürlimann und Wyss 2013). Weil viele Gefässpflanzen im Winter bis auf die Wurzeln absterben, gibt das vorgefundene Artenspektrum die tatsächlichen Verhältnisse im Gewässer jedoch nicht vollständig wider.

Makrophyten in der Reuss zeigten stabile Gewässersohle mit fehlendem Geschiebetrieb

Rhein: Bei den Untersuchungen im Alpenrhein wurde der Makrophytenbestand als untergeordnete Thematik betrachtet, da der Alpenrhein überwiegend makrophytenfrei ist (Rey et al. 2011). Im Hochrhein wurden Makrophyten im Jahr 2006 an drei Stellen durch die Schweiz und im Jahr 2012 an acht Stellen im Rahmen der Untersuchungen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie durch Deutschland untersucht. Deutlich ergab sich eine Zonierung mit strömungsliebenden Makrophyten im oberen Bereich des Hochrheins (Stein a. Rhein bis Rüdlingen) und Stillwasserarten in den Staubereichen (Albbruck-Dogern bis Rheinfelden). Die Untersuchungen zeigten generell einen Rückgang von bisher dominierenden rheintypischen Arten. Mögliche Gründe sind unterschiedliche Sammeltechniken aber auch Hochwasserereignisse und damit verbundene Geschiebeumlagerungen, Geschiebemangel mit Kolmationserscheinungen und Konkurrenzphänomene durch neophytische Arten (Rey et al. 2016).

Alpenrhein weitgehend Makrophytenfrei, Hochrhein zeigte Rückgang rheintypischer Arten

Rhone: Die Wasserpflanzen in der oberen Rhone zwischen Gletsch und Brig wurden während den biologischen Erhebungen in den Jahren 2010 und 2011 an je zwölf Stellen dokumentiert. Alle Stellen waren ohne pflanzlichen Bewuchs. Dies ist typisch für alpine Fliessgewässer, die zeitweise trüb sind (verursacht durch Gletscher, Kiesabbau, Schwall/Sunk etc.) und oft einen ausgeprägten Geschiebetrieb aufweisen (Zurwerra et al. 2011). Im unteren Teil der Rhone zwischen Gamsen und Martigny wurde der Algenbewuchs an total 20 Stellen zwischen 2007 und 2009 je zwei Mal untersucht. Vier Algenarten konnten festgestellt werden, wobei sich die Zusammensetzung im Flussverlauf veränderte. An den höher gelegenen Stellen wurde die goldbraune Alge *Hydrurus foetidus* vorgefunden, welche typisch ist für nährstoffarme alpine und voralpine Gewässer, während in den tieferen Lagen Algen gefunden wurden, die eher in eutrophen Gewässern vorkommen (ETEC Sàrl und PhycoEco 2009).

Algenzusammensetzung zeigte die sich verändernden Bedingungen im Rhoneverlauf

4.3

Äusserer Aspekt

Die Beurteilung des äusseren Erscheinungsbildes eines Fliessgewässers gemäss Modul Äusserer Aspekt (Binderheim und Göggel 2007) erlaubt eine erste Grobbeurteilung des Gewässerzustands und ist als ergänzende Information hilfreich für die Interpretation der Befunde der biologischen Untersuchungen. Insgesamt wiesen von den 136 Erhebungen der Jahre 2011, 2012 und 2013 nur 26 Erhebungen (19 %) über alle Parameter hinweg keine Beeinträchtigungen auf. Diese Aufnahmen stammten vor allem aus alpinen und voralpinen Gewässern (Hürlimann und Straub, 2014a). Beeinträchtigungen sind also hauptsächlich in den Gewässern des Mittellandes zu finden.

Bei den 88 NAWA-Stellen, an denen der Äussere Aspekt im Jahr 2012 erhoben wurde, zeigte sich, dass die Parameter der fliessenden Welle (Trübung, Verfärbung, Schaum, Geruch) generell einen besseren Zustand als diejenigen der Gewässersohle (Kolmation, Eisensulfid, heterotropher Bewuchs, Verschlammung, Feststoffe aus der Siedlungsentwässerung, Abfälle) aufwiesen (Abb. 33). Dieser Befund entspricht den Erwartungen und wird auch in anderen Untersuchungskampagnen festgestellt (siehe dazu auch Exkurs: Zustand grosser Gewässer). In der fliessenden Welle war Schaumbildung die häufigste Beeinträchtigung, wobei die Ursache in 30 % der Erhebungen als anthropogen und in 70 % der Erhebungen als unbekannt genannt wurde. 40 % der untersuchten NAWA-Stellen zeigten im Jahr 2012 eine Beeinträchtigung durch Kolmation. Etwas häufiger wurden Abfälle beobachtet und bei rund 12 % der Stellen Feststoffe aus der Siedlungsentwässerung (WC-Papier, Binden). Eine Verschlammung der Gewässersohle sowie Eisensulfid wurde in 9 respektive 13 % aller Aufnahmen beobachtet. Heterotropher Bewuchs, der als Zeiger für hohe organische Belastung gilt, kam bloss in rund 1 % aller Aufnahmen vor (Hürlimann und Straub, 2014a).

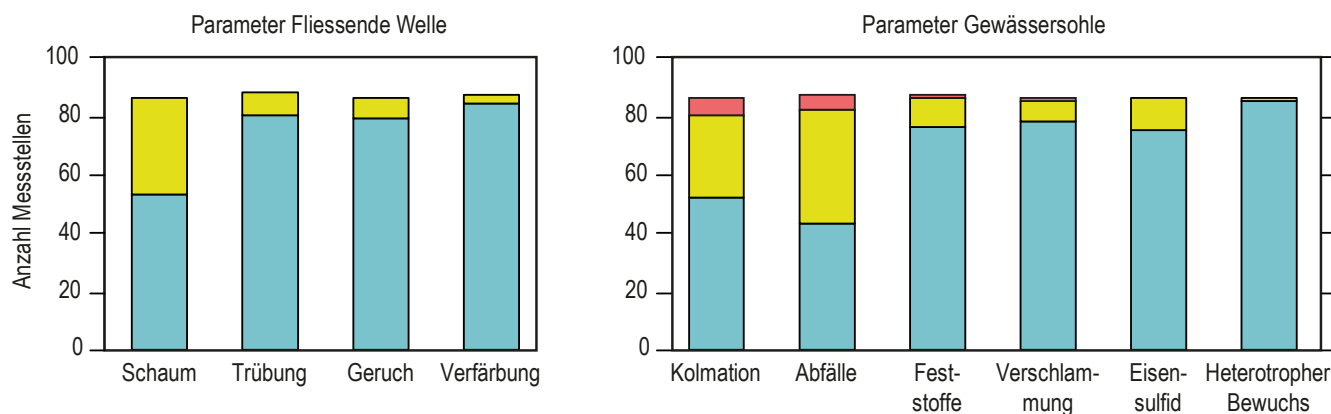


Die meisten Gewässer zeigten Beeinträchtigung im äusseren Erscheinungsbild

Beeinträchtigungen vor allem an der Gewässersohle

Abb. 33 > Bewertung des Äusseren Aspekts 2012

Bewertung der 10 Parameter des Äusseren Aspekts aller NAWA-TREND-Biologie-Stellen der Hauptehebung im Jahr 2012. Bewertet gemäss MSK-Modul Äusserer Aspekt: Blau: Klasse 1 (Anforderung der GSchV erfüllt), gelb: Klasse 2 (Erfüllung der Anforderungen GSchV fraglich), rot: Klasse 3 (Anforderungen GSchV nicht erfüllt).



Bei den 20 Pilotstellen ist über den Erhebungszeitraum 2011–2014 tendenziell eine Verbesserung der Parameter, welche die fließende Welle betreffen und eine Verschlechterung der Parameter, welche die Gewässersohle betreffen, zu beobachten (Daten nicht gezeigt). Es ist jedoch zu beachten, dass die Datenreihe noch zu kurz ist um fundierte Aussagen zu treffen. Unter Umständen spiegelt dies nur zwischenjährige, kurzfristige Änderungen und/oder methodische Schwierigkeiten wider. Die weitere Entwicklung bleibt also abzuwarten.

Zeitliche Entwicklung bleibt abzuwarten

Die Analysen aller Auswertungen zeigten, dass die festgestellten Beeinträchtigungen der Erhebungen der Regionen Ost und West ungleich verteilt waren und bei den acht durchgeführten Doppelerhebungen durch zwei Personen in der Regel ein bis zwei Parameter anders bewertet wurden. Diese Punkte deuten darauf hin, dass in der Anwendung des Feldprotokolls personenspezifische Eigenheiten auftreten. Insbesondere der Entscheid im Feld, ob ein Parameter *gering/mittel* oder *nicht* vorkommt, dürfte die grösste Schwierigkeit bei der Homogenisierung der Datenaufnahme darstellen (Hürlimann und Straub, 2014a). Für die nächsten Erhebungen wurde das Vorgehen durch eine interne Kalibrierung entsprechend angepasst.

Methodische Schwierigkeiten

Exkurs: Zustand grosser Gewässer

Das Modul Äusserer Aspekt ist im Gegensatz zu den anderen Methoden des Modul-Stufen-Konzepts nicht nur auf kleine und mittlere Gewässer beschränkt (Binderheim und Göggel 2007). In einigen grossen Fließgewässern wurden die Parameter des äusseren Aspekts gemäss dem Modul-Stufen-Konzept erhoben. Wie bei den NAWA-Stellen wurden markante Beeinträchtigungen vor allem in der Gewässersohle (hauptsächlich Kolmationserscheinungen) festgestellt.

MSK-Modul Äusserer Aspekt in grossen Fließgewässern auch anwendbar

Aare: In der Aare zwischen dem Bielersee und Rhein wurde der Äussere Aspekt während den biologischen Erhebungen im Jahr 2012 an elf Untersuchungsstellen dokumentiert. Am häufigsten wurden die Parameter Trübung (natürlicher Ursprung) und Kolmation genannt. Letzteres wurde an total neun Untersuchungsstellen festgestellt. Abfälle und/oder Feststoffe wurden an vier Standorten gefunden. Nur eine Stelle wies, abgesehen von einer natürlichen Trübung, keine Beeinträchtigung auf (Rey et al. 2013).

Neun von elf Standorten in der Aare zeigten leichte bis starke Kolmationserscheinungen

Aargauer Limmat: An den beiden Untersuchungsstellen in der Aargauer Limmat in Turgi und Wettingen wies der Äussere Aspekt vor allem im Bereich der Gewässersohle leichte bis höchstens mittelstarke Beeinträchtigungen auf (Kolmation, Verschlämmung, Eisensulfid, Geruch des Sedimentes). Die durch den Stau bei Wettingen bedingte geringe Geschiebedynamik dürfte für diese Beeinträchtigungen verantwortlich sein. An der Stelle Untersiggenthal trieb in geringem Ausmass ein stabiler Schaum, sehr wahrscheinlich verursacht durch die gereinigten Abwässer der ARA Region Baden-Wettingen in Turgi (Hürlimann und Ortlepp 2011).

Leichte bis höchstens mittelstarke Beeinträchtigung der Gewässersohle

Mittelland-Reuss: An 13 Stellen der Mittelland-Reuss wurde der Äussere Aspekt dokumentiert. An fast allen Untersuchungsstellen erwies sich wiederum die Gewässersohle als stärker beeinträchtigt als die fliessende Welle. Die gereinigten Abwässer wurden in der fliessenden Welle bis auf eine geringe Schaumbildung kaum wahrgenommen. Die Beeinträchtigung der Gewässersohle war oft das Produkt verschiedener Wirkfaktoren wie geringe oder fehlende Abfluss- und Geschiebedynamik oder erhöhte Partikelfracht (Seeausfluss, Abwasser, Abschwemmungen etc.; Hürlimann und Wyss 2013).

Belastung der Gewässersohle in der Mittelland-Reuss aufgrund geringer Geschiebedynamik

Rhein: Im Alpen-, Vorder- und Hinterrhein wurde der Äussere Aspekt an acht Stellen dokumentiert. Alle Stellen wiesen eine mittlere bis starke Kolmation auf. Auch Eisensulfidflecken wurden vereinzelt festgestellt und an zwei Stellen gab es leichten ARA-Geruch. Die Parameter *Abfälle* und *Feststoffe aus dem Siedlungsbereich* wurden nicht erhoben (Rey et al. 2011). Die acht Stellen im Hochrhein, an welchen der Äussere Aspekt untersucht wurde, zeigten ebenfalls eine stärker als die fliessende Welle belastete Gewässersohle. Sechs Stellen wiesen eine mittlere Kolmation auf, an sieben Stellen fanden sich Eisensulfidflecken und an fünf Stellen Abfälle und/oder Feststoffe aus der Siedlungsentwässerung. Keine der untersuchten Stellen war frei von Beeinträchtigungen (Rey et al. 2015).

Rhein vor allem durch Kolmation beeinträchtigt

Rhone: Der Äussere Aspekt der Rhone zwischen Gletsch und Brig wurden in den Jahren 2010 und 2011 an je zwölf Stellen untersucht. Generell war auch hier die Gewässersohle mehr beeinträchtigt als die fliessende Welle. An 10 Stellen wurde ein heterotropher Bewuchs und an 7 Stellen eine meist leichte oder mittlere, zum Teil aber auch starke Kolmation der Gewässersohle festgestellt (Zurwerra et al. 2011). Zusätzlich wurde der Äussere Aspekt der Rhone zwischen Gamsen und Martigny an total 20 Stellen zwischen 2007 und 2009 je zwei Mal untersucht. Wiederum zeigte sich eine stärkere Beeinträchtigung der Gewässersohle als der fliessenden Welle. Am häufigsten genannt wurden Abfälle entlang des Ufers und eine zum Teil sehr starke Kolmation. Im Dezember war das Rhonewasser zudem häufig trüb, im Frühjahr war die Trübung meist weniger ausgeprägt (ETEC Särl und PhycoEco 2009).

Oft Abfälle entlang Rhoneufer und zum Teil starke Kolmation

5 > Weiterentwicklung NAWA-Messprogramm und Modul-Stufen-Konzept

5.1 Weiterentwicklung des NAWA-Messprogramms

Die 111 NAWA-Messstellen liegen verteilt über die ganze Schweiz und decken sowohl alle grossen Flüsse, deren Hauptzuflüsse sowie Zu- oder Ausflüsse grosser Seen ab. Erfasst werden verschiedene Typen von Gewässern und Belastungszustände. Die NAWA-Resultate sind somit repräsentativ für alle mittleren und grossen Schweizer Gewässer. Um die stoffliche Belastung abzubilden, werden in den anthropogen am stärksten beeinflussten Regionen Mittelland, Jura und Alpennordflanke überproportional viele Gewässer beprobt. Untervertreten sind im Messnetz weitgehend unbelastete Stellen (Referenzstellen), Stellen im Alpenraum und «extreme» Abflussregimetypen. Zudem fehlen kleine Gewässer (FLOZ 1 und 2), obwohl sie 75 % der Fliessstrecke des Schweizer Gewässernetzes ausmachen. Es muss geprüft werden, ob diese Lücken geschlossen und das NAWA-TREND-Messnetz ergänzt werden sollte.

Kleine Gewässer und unbelastete Referenzstellen fehlen bisher im NAWA-Messstellennetz

Da nicht an allen NAWA-TREND-Messstellen die biologischen Parameter erhoben werden konnten, kann sich die Repräsentativität der Messstellenauswahl je nach Parameter verändern. So liegen ca. 70 % der Fisch-Messstellen im Mittelland oder dem Jura, für das gesamte NAWA-Messnetz sind es rund 60 %. Diese Fokussierung auf Gewässer im Mittelland und Jura kann unter anderem einen Einfluss auf die relativ gesehen schlechtere Bewertung des Fischzustandes im Vergleich zu den übrigen biologischen Parametern haben. Die Repräsentativität der NAWA-Ergebnisse sollte deshalb in dieser Hinsicht weiter überprüft werden.

Repräsentativität für biologische Erhebungen zu überprüfen

Die jährlichen biologischen Erhebungen an den 20 Pilotstellen zeigen für die Periode 2011 bis 2014 nur geringe Veränderungen bei Makrozoobenthos, Diatomeen und Makrophyten. Aufgrund der geringen kurzfristigen Variationen erscheint der Rhythmus von biologischen Erhebungen für diese Parameter alle vier Jahre gerechtfertigt. Die Messungen sollten daher auch künftig in dieser Frequenz erfolgen.

Messfrequenz: Geringe Variation über vier Jahre bei Makrozoobenthos, Diatomeen und Makrophyten

Mikroverunreinigungen stellen eine grosse Herausforderung bei der Beschreibung des Gewässerzustands dar. Dies gilt sowohl für die Konzentrationsmessungen wie für ein verbessertes Verständnis ihrer Auswirkungen auf die Gewässerbiologie. Für die Beurteilung der Wasserqualität sind für die gewässerrelevanten organischen Mikroverunreinigungen ökotoxikologische Kriterien nötig. Durch die am 1.1.2016 in Kraft gesetzte, geänderte GSchV wurde die Grundlage für die Aufnahme ökotoxikologisch basierter numerischer Anforderungen in den Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung geschaffen.

Überwachung und Bewertung der Oberflächengewässer bezüglich Mikroverunreinigungen

Bisher war die Untersuchung der Mikroverunreinigungen im Rahmen von NAWA auf Spezialuntersuchungen beschränkt. Nach der 2012 durchgeführten NAWA-SPEZ-Kampagne an fünf NAWA-TREND-Messstellen legt die 2015 durchgeführte Untersuchung ein besonderes Gewicht auf Mikroverunreinigungen in kleinen Fließgewässern. Erstmals wurden an fünf kleinen Fließgewässern sowohl die organischen Mikroverunreinigungen als auch das Makrozoobenthos, die Diatomeen, der Äussere Aspekt sowie die Ökomorphologie erhoben. Der biologische Zustand wurde jeweils mit einem Referenzgewässer verglichen. In Zukunft sollten diese Bemühungen weiter verstärkt und an ausgewählten Stellen auch im Rahmen von NAWA-TREND-Untersuchungen Mikroverunreinigungen erhoben werden. Grundlagen zur Ausgestaltung eines entsprechenden Messkonzepts liefern die Beurteilungskonzepte für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser (Götz et al. 2010) sowie jene zur Beurteilung der diffusen Belastung (Wittmer et al. 2014a).

Mikroverunreinigungen bisher nur
in NAWA-SPEZ untersucht

5.2

Weiterentwicklung des Modul-Stufen-Konzepts

Da eine schweizweit erprobte, standardisierte Beurteilungsmethode für Makrophyten fehlt, wurde die Beurteilung der NAWA-Messstellen nach dem Vorgehensvorschlag des Kantons Zürich (Känel et al. 2010a) durchgeführt. Diese Methode wurde an Zürcher Gewässern entwickelt, die allerdings nicht alle Gewässertypen der Schweiz abdecken, die im Rahmen des NAWA-Programms beprobt werden. Zurzeit wird deshalb auf der Grundlage der Zürcher Methode ein Modul Makrophyten erarbeitet, das verbreitet anwendbar sein wird. Es soll im Jahr 2016 für eine Testanwendung in den Kantonen bereit stehen.

MSK-Modul Makrophyten in
Erarbeitung

Das Modul Makrozoobenthos berücksichtigt die speziellen Verhältnisse alpiner oder kleiner Gewässer zu wenig. Zudem zeigten Untersuchungen des Kantons Zürich, dass der IBCH in Gewässern mit hohem Makrophytenbestand schlecht anwendbar ist. Auch wird nach Einschätzung verschiedener Kantone die Gewässerqualität gemäss Beurteilung mittels IBCH in ihrem Kanton überschätzt (mündliche Information). Der Start für die Optimierung des Moduls im Hinblick auf diese Schwierigkeiten ist für das Jahr 2016 vorgesehen.

Anpassungen des MSK-Moduls
Makrozoobenthos ab 2016

Die Bewertung im MSK-Modul Fische ist auf wabare Gewässer und das Vorkommen von Bachforellen ausgelegt. Somit ist die Methode ähnlich wie das Modul MZB nur beschränkt an die regionalen Unterschiede der Fischgewässer bzw. der Gewässertypen angepasst. Die Bewertung beruht auf einem Befischungsdurchgang (halbquantitative Erhebung). In einer vorgesehenen Revision des Moduls Fische, müssen diese Einschränkungen berücksichtigt werden. Zudem sollte eine standardisierte Methode für die Beurteilung grosser Fließgewässer geprüft werden.

Anpassungen des MSK-Moduls
Fische

Um die Belastungen der Gewässer mit Mikroverunreinigungen systematisch und einheitlich erheben und beurteilen zu können, wird im Jahr 2016 mit der Erarbeitung eines MSK-Moduls Chemie – Spurenstoffe begonnen. Auf der Grundlage der beiden vorliegenden Beurteilungskonzepte für Punkt- und diffuse Quellen (Götz et al. 2010; Wittmer et al. 2014a) soll in Zusammenarbeit mit Fachpersonen aus Kantonen, Bund

MSK-Modul Chemie –
Spurenstoffe in Planung

und Forschung eine Methode für eine gesamtschweizerische Anwendung in der Praxis entwickelt werden.

Die Qualität der Sedimente wurde im NAWA-Programm bisher nicht erhoben. Dies obwohl sie einerseits als Lebensraum oder Fortpflanzungsort vieler Organismen von grosser Bedeutung sind und andererseits als Reservoir und langfristige Verschmutzungsquelle persistenter Schadstoffe wirken. Anfang 2015 wurde deshalb in Zusammenarbeit mit dem Oekotoxzentrum die Entwicklung einer Methode zur ökotoxikologischen Bewertung von Sedimenten gestartet. Ziel ist es innert vier Jahren eine standardisierte Methodik zur Verfügung zu stellen. Sie soll Elemente zu Probenahme, Aufbereitung und Extraktion für aquatische Sedimente, sowie zur Bewertung von chemisch-analytisch gemessenen Konzentrationen ausgewählter Stoffe mittels hergeleiteter Sedimentqualitätskriterien umfassen. Durch die Entwicklung dieser Methodik wird dem Grundgedanken einer ganzheitlichen Bewertung der Schweizer Fliessgewässer weiter Rechnung getragen.

Um die Gesamtbelastung der Lebensgemeinschaften durch Mikroverunreinigungen beurteilen zu können, wäre es wichtig, die Gesamtoxizität von Chemikaliengemischen abschätzen zu können. Biotests bilden eine Möglichkeit, die Auswirkungen von Stoffen zu erfassen, die schon in sehr geringen Konzentrationen biologisch wirken und daher nur schwer chemisch analysiert werden können.

In den letzten Jahren wurde daher im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts ein Konzept entwickelt, um die Ökotoxizität von Abwassereinleitungen und deren potentielle Effekte in Fliessgewässern routinemässig zu beurteilen. Für eine erste Grobbeurteilung der Qualität abwasserbelasteter Gewässer wurden der kombinierte Algentest und der Yeast Estrogen Screen (YES) ausgewählt, um einerseits die Photosynthese II-hemmenden und andererseits die östrogenaktiven Stoffe im Gewässer zu messen (Kienle et al. 2015). Zudem werden an der Eawag mit Unterstützung des BAFU diverse ökotoxikologische Monitoringmethoden im Forschungsstadium angewandt. Beispielsweise werden im Projekt «EcoImpact» die Auswirkungen von Mikroverunreinigungen und Nährstoffen aus ARA auf die komplexen Strukturen und Funktionen ganzer aquatischer Ökosysteme untersucht. Es soll künftig geprüft werden, inwiefern sich solche Methoden in Monitoringprogrammen einsetzen liessen.

Erarbeitung einer Methode
zur Beurteilung der Sedimente
gestartet

Weitere Methoden notwendig,
um Gesamtoxizität von
Chemikaliengemischen zu
beurteilen

Ökotoxikologische Methoden
für die Beurteilung der
Wasserqualität

6 > Fazit

6.1 Verbesserungen und Defizite im Zustand der Schweizer Fliessgewässer

Der vorliegende Bericht zeigt erstmals ein differenziertes Bild des ökologischen Zustands der Fliessgewässer in der Schweiz. Die Resultate des NAWA-Messprogramms zeigen einerseits die Erfolge des schweizerischen Gewässerschutzes bei der Verbesserung der Wasserqualität auf. Andererseits belegen die aufgezeigten Defizite im Zustand der Schweizer Fliessgewässer, dass die Gewässer nicht überall in der Lage sind, ihre für Menschen, Tiere und Pflanzen wichtigen Funktionen zu erfüllen. Diese Defizite sind auf Gewässerbelastungen aufgrund von Stoffeinträgen, Gewässerverbauungen und Wasserkraftanlagen zurückzuführen. Insgesamt sind die Gewässerbelastungen an den untersuchten Mittellandgewässern am stärksten. Der Gewässerzustand an den NAWA-Messstellen wurde tendenziell umso schlechter bewertet, je höher der Abwasseranteil sowie der Siedlungs- und intensiven Landwirtschaftsflächenanteil im Einzugsgebiet oder je schlechter der ökomorphologische Zustand sind.

Zu den wichtigsten Verbesserungen im Zustand der Fliessgewässer zählt die in den letzten Jahrzehnten verringerte Belastung von Flüssen und Bächen mit Nährstoffen. Der Bau der Abwasserreinigungsanlagen (ARA) hat hier messbare Erfolge für die Wasserqualität gebracht. Umgekehrt stellen Mikroverunreinigungen, allen voran organische Mikroverunreinigungen wie Arzneimittel und Pestizide, ein Problem für die Wasserqualität dar. So wurde im Rahmen von NAWA SPEZ eine grosse Anzahl solcher Substanzen in zum Teil hohen Konzentrationen nachgewiesen. Diese Resultate unterstreichen, dass organische Mikroverunreinigungen als Ursache für die Defizite im biologischen Gewässerzustand in Betracht gezogen werden müssen. Der Bericht zeigt weiter, dass die Belastung der kleinen Fliessgewässer mit Schadstoffen besonders hoch ist.

Trotz den Verbesserungen sind die Nährstoffkonzentrationen stellenweise aber immer noch zu hoch, ausgelöst durch zu geringe Verdünnung des gereinigten Abwassers oder diffuse Einträge aus der Landwirtschaft. Dies ist an circa 10 % der 111 NAWA-Messstellen der Fall, vor allem an mittelgrossen und kleinen Fliessgewässern.

Aufgrund der verringerten Nährstoffbelastung hat sich teilweise auch der biologische Zustand der Fliessgewässer verbessert. Vor allem die Lebensbedingungen für die Fische sind aber nicht überall gut. Dieser negative Befund wird durch die Beobachtungen in Bezug auf Wirbellose und Wasserpflanzen bestärkt. Die Funktionsfähigkeit der Gewässer, gemessen anhand dieser wichtigen biologischen Parameter, ist an mindestens 30 % der NAWA-Messstellen nicht ausreichend. Dieser Befund unterstreicht, dass die aquatische Biodiversität vielerorts unter Druck ist.

Erstmals differenziertes Bild des Zustands der Schweizer Fliessgewässer

Wasserqualität: geringere Nährstoffbelastung, Mikroverunreinigungen, belastete kleine Fliessgewässer

Punktuell immer noch zu hohe Nährstoffbelastung

Biologischer Zustand an mindestens 30 % der Messstellen ungenügend

6.2 Handlungsbedarf

Der vorliegende Bericht deckt Defizite im Zustand der Schweizer Fliessgewässer auf und zeigt eine Verringerung ihrer Funktionsfähigkeit an. Diese Defizite können nicht auf einzelne Faktoren zurückgeführt werden. Um die Defizite zu korrigieren und die Entwicklungsziele für die Fliessgewässer – ausreichender Gewässerraum, ausreichende Wasserführung und ausreichende Wasserqualität (BUWAL et al. 2003) – erreichen zu können, müssen darum verschiedene Massnahmen getroffen werden. Es kommt hinzu, dass globale Entwicklungen wie der Klimawandel, auf die sich nicht mit gewässerschützerischen Massnahmen reagieren lässt, mit grosser Wahrscheinlichkeit negative Auswirkungen auf die aquatischen Ökosysteme haben werden. Umso wichtiger ist es deshalb, dass mittels geeigneter Massnahmen die Widerstandskraft der Ökosysteme gestärkt wird, um die Gesamtauswirkungen auf den ökologischen Zustand möglichst gering zu halten. Zu den geeigneten, vordringlichen Massnahmen gehören vor allem die Verringerung von Schadstoffeinträgen in die Gewässer und Renaturierungen.

Defizite im Gewässerzustand
rufen nach Massnahmen

6.2.1 Massnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands

Durch den Bau der ARA und der Kanalisationsnetze sind heute rund 97 % der Einwohnerinnen und Einwohner der Schweiz an eine zentrale Kläranlage angeschlossen. Dadurch hat sich die Nährstoffbelastung der oberirdischen Gewässer in der Schweiz seit Mitte des 20. Jahrhunderts stark verringert. Nun gilt es, diese Infrastruktur zu erhalten und wo möglich zu optimieren. Die Resultate des hier vorliegenden Berichts zeigen, dass bei einem Abwasseranteil über 10 % zu hohe Nährstoffkonzentrationen im Gewässer vorliegen können, selbst wenn die ARA die gesetzlichen Anforderungen für die Einleitung von gereinigtem Abwasser erfüllen. Insbesondere wenn die ARA die Hauptquelle für diese Nährstoffbelastung darstellt, ist eine weitere Optimierung der Technik, Lage und Organisation der Abwasserentsorgung angezeigt. Oft kann im Rahmen einer Gesamterneuerung die Reinigungsleistung der ARA weiter verbessert werden (Strähl et al. 2013). Je nach Situation ist eine solche Optimierung aber nicht zielführend. Bei anstehenden Erneuerungen oder Erweiterungen von ARA sollten daher in einer umfassenden Planung auch alternative Standorte an grösseren Gewässern gesucht werden. In diesem Kontext zeichnet sich seit einiger Zeit eine Tendenz zu Zusammenschlüssen kleinerer ARA in grösseren Anlagen ab. Diese positive Entwicklung hat zur Folge, dass die Abwasserreinigung zunehmend wirtschaftlicher und professioneller organisiert wird und damit einen effizienteren Gewässerschutz gewährleisten kann (BAFU, 2015e). In Einzelfällen kann jedoch ein Zusammenschluss von ARA zu einem Wassermangel in kleineren Fliessgewässern führen, da dadurch Wasser aus dem Einzugsgebiet entzogen wird. In diesen Fällen ist ein Zusammenschluss nicht sinnvoll.

Massnahmen bei Kläranlagen:
Reduktion von Nährstoffen und...

Durch den Ausbau ausgewählter Abwasserreinigungsanlagen (ARA) soll der Eintrag von organischen Spurenstoffen in die Gewässer verringert werden. Zum Schutz von Pflanzen und Tieren in den Gewässern und der Trinkwasserressourcen werden gezielt die grössten ARA, grosse ARA im Einzugsgebiet von Seen sowie ARA an belasteten Gewässern mit Verfahren zur Elimination organischer Spurenstoffe ausgebaut. Das Parlament hat dieses Vorgehen gutgeheissen und mit der Änderung des Gewässerschutzgesetzes (GSchG) der Schaffung einer gesamtschweizerischen Finanzierung

...Mikroverunreinigungen

dieser Massnahmen am 21. März 2014 zugestimmt. Diese Bestimmungen sind am 1. Januar 2016 in Kraft getreten.

Um die Belastung der Gewässer durch diffuse Einträge zu vermindern, sind, im Gegensatz zu technischen Lösungen bei den ARA, verschiedenste Massnahmen an den Quellen nötig. Bei den diffusen Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft steht für die Fließgewässer die Verminderung der Nitratreinträge im Vordergrund. Eine umfassende Reduktion der Gewässerbeeinträchtigungen kann nur durch Reduktion der Nährstoffüberschüsse erreicht werden. Es gilt, den ökonomischen Anreiz für eine nährstoffintensive Bodenbewirtschaftung zu verringern. Dadurch könnten die bestehenden Vollzugsmöglichkeiten nach Artikel 62a GSchG über Abgeltungen an Massnahmen der Landwirtschaft zur Verhinderung der Abschwemmung und Auswaschung von Stoffen, sowie Artikel 47 GSchV über das Vorgehen bei verunreinigten Gewässern einfacher durchgesetzt werden. Analog zum Nitrat muss eine Verminderung der Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer erreicht werden, dies ist aber in erster Linie für die stehenden Gewässer von Bedeutung.

Massnahmen in der Landwirtschaft: Reduktion von Nährstoffeinträgen und...

Die Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft stellen die bedeutendste Quelle von Mikroverunreinigungen ausserhalb der Siedlungsgebiete dar. In der Landwirtschaft sind zusätzliche, über das bestehende Massnahmenpaket hinausreichende, wirkungsvolle Massnahmen nötig, um die Gewässerbelastung deutlich zu reduzieren (Antwort des Bundesrates auf die Interpellation 14.3142 von Nationalrätin Semadeni – Wie viel Pestizide vertragen unsere Gewässer?). Bis Ende 2016 erarbeitet das Eidgenössische Departement für Wirtschaft, Bildung und Forschung (WBF) einen Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (AP PSM), dessen Umsetzung den Pflanzenschutzmittel-Eintrag substantiell reduzieren soll.

...Pflanzenschutzmitteln

Weitere bestehende und weitergehende Handlungsoptionen an der Quelle werden im Rahmen der Beantwortung des Postulates von Ständerat Hêche (SR 12.3090 – Mikroverunreinigungen im Wasser. Verstärkung der Massnahmen an der Quelle) aufgezeigt. Im Sinne der allgemeinen Sorgfaltspflicht (Art. 3 GSchG) und des allgemeinen Verunreinigungsverbots (Art. 6 GSchG) muss alles Zumutbare unternommen werden, um jegliche Gewässerverunreinigung zu vermeiden.

Massnahmen bei weiteren Quellen

Seit der Revision der Gewässerschutzgesetzgebung im Jahr 2011 in den Bereichen Gewässerraum, Revitalisierung und Sanierung Wasserkraft (Fischwanderung, Schwall-Sunk und Geschiebehaushalt) ist die Umsetzung entsprechender Massnahmen für die Kantone bzw. Wasserkraftwerkbetreiber gesetzlich vorgeschrieben, und es liegen Finanzierungslösungen vor. Das neue Gesetz schreibt die Ausscheidung des Gewässerraums sowie Revitalisierungen, zum Beispiel durch das Entfernen von Verbauungen, vor (BAFU, 2015e). Ziel ist es, in den nächsten 80 Jahren 4000 km Fließgewässer zu revitalisieren (Zeh et al. 2009). Prioritärer Handlungsbedarf besteht bei jenem Viertel der 15000 km Schweizer Fließgewässer, das aufgrund Verbauungen und intensiver Nutzung einen schlechten Zustand aufweist. Erste Erfolge zeigen sich bereits bei fischereilichen Erhebungen in revitalisierten Gewässern. Bei der Sanierung Wasserkraft müssen bis 2030 schweizweit ca. 1000 Fischwanderhindernisse, 100 Wasserkraftwerke, die künstliche Abflussschwankungen (Schwall-Sunk) verursachen, sowie

Massnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur und Sanierung Wasserkraft

ca. 500 Wasserkraftwerke und andere Anlagen, die Geschiebedefizite verursachen, saniert werden.

6.2.2 Anpassungen beim Messprogramm NAWA

Seit 2011 realisieren die Kantone und das BAFU gemeinsam NAWA – seit 2014 läuft bereits die zweite Untersuchungsperiode. Die praktisch lückenlos durchgeführten Erhebungen und die in diesem Bericht präsentierten aussagekräftigen Resultate bilden die Basis für eine langfristige Dokumentation von Zustand und Entwicklung der Fliessgewässer in einer schweizweiten Übersicht. Mithilfe der erhobenen Daten können punktuelle Optimierungen im Messprogramm für seine Weiterführung ab 2018 angegangen werden. Das BAFU wird in seiner koordinierenden Rolle diesen Prozess 2016 unter Einbezug aller beteiligten Akteure initiieren.

Basis für eine langfristige
Dokumentation von Zustand und
Entwicklung der Fliessgewässer

> Anhang

Tabelle 6: Resultate der NAWA-Erhebungen 2011–2014

Aufgelistet sind für die Nährstoff- und biologischen Parameter die Bewertungen nach MSK (1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mässig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht) sowie die 90. Perzentilwerte bzw. die Indexwerte.

Siehe Excel-Datei: www.bafu.admin.ch/uz-1620-d

> Literatur

- Abegglen C. und Siegrist H. 2012. Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1214: 212 S.
- BAFU 2013a. Gewässernetz: Flussordnungszahlen für das digitale Gewässernetz 1:25 000 der Schweiz. Internet: www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/02118/02120/index.html?lang=de.
- BAFU 2013b. NAWA – Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität. Konzept Fließgewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1327: 72 S.
- BAFU (Hrsg.) 2014. Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 2013. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1411: 32 S.
- BAFU (Hrsg.) 2015a. Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 2011. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1506: 36 S.
- BAFU (Hrsg.) 2015b. Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 2012. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. UZ-1510-D: 32 S.
- BAFU (Hrsg.) 2015c. Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 2014. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. UZ-1511-D: 36 S.
- BAFU 2015d. Indikator Wassertemperatur von Oberflächengewässern. Internet: www.bafu.admin.ch/umwelt/indikatoren/08605/08609/index.html?lang=de.
- BAFU 2015e. Renaturierung der Schweizer Gewässer: Die Sanierungspläne der Kantone ab 2015. Bundesamt für Umwelt, Bern: 13 S.
- Baumgartner C., Ensner Egloff M., Blumenthal Hegglin I., Lubini V., Liess M. und Hürlimann J. 2013. NAWA SPEZ Pestizide 2012 – Biologische Zusatzerhebungen. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt: 73 S.
- Beketov M.A. und Liess M. 2008. An indicator for effects of organic toxicants on lotic invertebrate communities: independence of confounding environmental factors over an extensive river continuum. *Environmental Pollution* 156:980–987.
- Bernard M., Bernard R., Theler D., Cerruti A., Mooser M., Roux F. und Cerruti A. 2007. Qualität der Walliser Gewässer. Departement für Verkehr, Bau und Umwelt, Dienststelle für Umweltschutz, Kanton Wallis, Sitten: 162 S.
- Bernard M. und Mange P. 2015. Micropolluants dans les eaux du Rhône – Campagne 2014. Service de la protection de l'environnement, Sion. Rapport de la commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. Internet: www.cipel.org/publications/rapports-scientifiques/.
- Berset J.-D., Guthruf K., Maurer M., Ochsenbein U., Ryser R., Zeh M. und Jordi B. 2012. Zustand der Fließgewässer und Seen im Kanton Bern – Auswertung der Gewässerdaten von 2001 bis 2010. AWA Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern. awa fakten: 13 S.
- BFS 2006. Arealstatistik 1992/97. Bundesamt für Statistik. Internet: www.bfs.admin.ch/bfs/portal/fr/index/themen/02/03/blank/key/01/zustand_und_entwicklung_tabelle.html.
- BFS 2010. Betriebszählung 2008 – Branchenporträt Landwirtschaft. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel. BFS Aktuell: 18 S. Internet: www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/07/22/publ.html?publicationID=4239.
- Binderheim E. und Göggel W. 2007. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer – Äusserer Aspekt. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 0701: 43 S.
- BLW 2015. Agrarbericht 2015. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- Braun C., Gälli R., Leu C., Munz N., Schindler Wildhaber Y., Strahm I. und Wittmer I. 2015. Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen – Situationsanalyse. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1514: 78 S.
- Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (GSchG) vom 24. Januar 1991. SR 814.20.
- Burrus D. 1984. Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhone alpin: Université Genève. Thèse 2135: 100 S.
- BUWAL, BWG, BLW und ARE 2003. Leitbild Fließgewässer Schweiz – Für eine nachhaltige Gewässerpolitik. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft, Bundesamt für Wasser und Geologie, Bundesamt für Landwirtschaft & Bundesamt für Raumentwicklung, Bern: 12 S. Internet: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00404/index.html.
- Christen P.-Y. 2009. Der längste Fischpass Europas. Umwelt Aargau 44:11–14.
- Dönni W. und Guthruf J. 2014. Biologische Erhebungen der nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) – Modul Fische (Startphase 2012–2013). Expertenbericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt: 61 S. Internet: www.bafu.admin.ch/wasser/13462/14737/15108/index.html?lang=de.
- Eberstaller J., Frangez C. und DiTullio F. 2014. Fischökologisches Monitoring Alpenrhein 2013. Bericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein IRKA, Wien: 154 S.

ETEC Sàrl und PhycoEco 2009. Le Rhône de Gamsen à Martigny, Campagne 2007–09: Observation de la qualité des eaux de surface. Etude et bilan réalisés à la demande du Service de la protection de l'environnement du Canton du Valais: 167 S.

Gälli R., Schmid-Kleikemper J., Ort C. und Schärer M. 2009. Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 0917: 103 S.

Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998. SR 814.201.

Götz C., Kase R. und Hollender J. 2010. Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt. Eawag, Dübendorf: 103 S.

Hofmann G. 2013. Untersuchung von benthischen Diatomeen im Hochrhein im Rahmen des WRRL-Monitorings. Kurzbericht zum Untersuchungsauftrag. Im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.

Hürdler J., Spiess E. und Prasuhn V. 2015. Diffuse Nährstoffeinträge in die Gewässer. Aqua & Gas 9:66–78.

Hürlimann J. und Niederhauser P. 2007. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Kieselalgen Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 0740: 130 S. Internet: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00077/index.html.

Hürlimann J. und Ortlepp J. 2011. Biologische Untersuchung der Limmat bei Turgi und Wettingen AG – Kurzbericht Äusserer Aspekt – Flora – Makrozoobenthos. Studie im Auftrag der Abteilung Umwelt, Kanton Aargau: 14 S.

Hürlimann J. und Straub F. 2014a. NAWA TREND Biologie 2011–2013, Teil Äusserer Aspekt. Erfassung der Feldprotokolle und erste Analysen. Kurzbericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt: 23 S.

Hürlimann J. und Straub F. 2014b. NAWA TREND Biologie 2011–2013, Teil Diatomeen. Fachbericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt: 54 S.

Hürlimann J. und Wyss S. 2013. Biologische Untersuchung der Mittelland-Reuss, Kleinen Emme und Unteren Lorze. Kurzbericht im Auftrag der Gewässerschutzfachstellen der Kantone Aargau, Luzern, Zug und Zürich: 12 S.

Hütte M. und Niederhauser P. 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL (Hrsg.), Bern. Mitteilungen zum Gewässerschutz: 49 S. Internet: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00398/index.html.

Jakob A., Liechti P. und Binderheim-Bankay E. 2002. 30 Jahre NADUF – Eine Zwischenbilanz. gwa 82(3):203–208.

Känel B., Göggel W. und Weber C. 2009. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer – Wasserpflanzen: Anleitung zur Probenahme. Bundesamt für Umwelt, Bern: 62 S.

Känel B., Göggel W., Weber C. und Meier W. 2010a. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer-Vegetation im Kanton Zürich (Zürcher Methode). Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich (AWEL), Abteilung Gewässerschutz, Zürich: 102 S. Internet: www.awel.zh.ch/internet/baudirektion/awel/de/wasserwirtschaft/gewasserschutz/qualitaet/fq_methoden.html.

Känel B., Steinmann P., Sinniger J. und Niederhauser P. 2010b. Zustand der Fließgewässer in den Einzugsgebieten von Furtbach, Jonen und Reppisch Messkampagne 2008/2009. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich (AWEL), Zürich: 85 S.

Känel B., Steinmann P., Sinniger J., Niederhauser P., Labhart W., Nyffenegger K., Jenny A. und Balsiger C. 2012. Zürcher Gewässer 2012. Entwicklung – Zustand – Ausblick. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich (AWEL), Zürich: 108 S.

Kienle C., Kase R., Schärer M. und Werner I. 2015. Ökotoxikologische Biotests. Anwendung von Biotests zur Evaluation der Wirkung und Eliminaton von Mikroverunreinigungen. Aqua & Gas 7/8: 18–26.

Knispel S. 2012. Inventaire 2011 des espèces d'insectes aquatiques du Rhône genevois. Ephémères – Plécoptères – Trichoptères. Studie im Auftrag des Kantons Genf: 22 S.

Leib V. 2015. Makrozoobenthos in kleinen Fließgewässern – Schweizweite Auswertung. Aqua & Gas 4: 66–75.

Liechti P. 2010. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1005: 44 S. Internet: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01540/index.html.

Longrée P., Simovic J. und Singer H. 2013. Screening von Pharmazeutika, Haushalts- und Industriechemikalien in ausgewählten Einzugsgebieten des nationalen SPEZ Messnetzes für Oberflächengewässer. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt. Eawag, Dübendorf: 41 S.

Longrée P. und Singer H. 2013. Multikomponenten-Screening von Mikroverunreinigungen in der Rhone bei Porte-du-Scex. Eawag, Dübendorf. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt.

Lubini V., Knispel S., Sartori M., Vicentini H. und A.W. 2012. Rote Listen Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Bern, Neuenburg. Umwelt-Vollzug Nr. 1212: 111 S.

- Meili M., Scheurer K., Schipper O. und Holm P. 2004. Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz – «Fischnetz», Dübendorf, Bern: 184 S.
- Moschet C., Vermeirssen E.L.M., Seiz R., Pfefferli H. und Hollender J. 2014a. Picogram per liter detections of pyrethroids and organophosphates in surface waters using passive sampling. *Water Research* 66: 411–422.
- Moschet C., Wittmer I., Simovic J., Junghans M., Piazzoli A., Singer H., Stamm C., Leu C. und Hollender J. 2014b. How a Complete Pesticide Screening Changes the Assessment of Surface Water Quality. *Environmental Science & Technology* 48(10):5423–5432. Internet: www.dx.doi.org/10.1021/es500371t.
- Moschet C., Wittmer I., Stamm C., Singer H. und Hollender J. 2015. Insektizide und Fungizide in Fließgewässern – Wichtig zur Beurteilung der Gewässerqualität. *Aqua & Gas* 4: 54–65.
- Munz N., Leu C. und Wittmer I. 2012. Pestizidmessungen in Fließgewässern – Schweizweite Auswertung. *Aqua & Gas* 11: 32–41.
- Peter A. und Weber C. 2004. Die Rohne als Lebensraum für Fische. *Wasser Energie Luft* 11/12: 326–330.
- Prasuhn V. und Sieber U. 2005. Changes in diffuse phosphorus and nitrogen inputs into surface waters in the Rhine watershed in Switzerland. *Aquatic Sciences* 67(3):363–371. Internet: www.dx.doi.org/10.1007/s00027-005-0774-5.
- Rey P., Hesselschwerdt J., Werner S. 2016. Koordinierte biologische Untersuchungen an Hochrhein und Aare 2001 bis 2013. Zusammenfassender Kurzbericht. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1619: 72 S. Internet: www.bafu.admin.ch/uz-1619-d.
- Rey P., Mürle U., Ortlepp J., Werner S., Hesselschwerdt J. und Unger B. 2015. Koordinierte Biologische Untersuchungen im Hochrhein 2011/2012 – Makroinvertebraten. Bundesamt für Umwelt. Umwelt-Zustand Nr. 1522: 130 S. Internet: www.bafu.admin.ch/uz-1522-d.
- Rey P., Ortlepp J., Werner S., Mürle U., Becker A. und Hesselschwerdt J. 2013. Koordinierte Biologische Untersuchungen an der Aare zwischen Bielersee und Rhein 2011–2013. Fachbericht zum Untersuchungsprogramm zuhanden der Gewässerschutz- und Fischereifachstellen der Kantone Aarau, Bern und Solothurn: 153 S.
- Rey P., Werner S., Mürle U., Becker A., Ortlepp J. und Hürlimann J. 2011. Monitoring Alpenrhein. Basismonitoring Ökologie 2009–2011. Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, St. Gallen: 150 S.
- Roth E., Hürlimann J. und Küng M. 2014. NAWA TREND – Pilotstellen Makrophyten 2014. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt: 71 S.
- Roth E., Hürlimann J., Sandoz E. und Müller N. 2013. NAWA TREND Biologie – Makrophyten 2012. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt: 61 S. Internet: www.bafu.admin.ch/nawa.
- Ruff M., Singer H., Ruppe S., Mazacek J., Dolf R. und Leu C. 2013. 20 Jahre Rheinüberwachung. Erfolge und analytische Neuausrichtung in Weil am Rhein. *Aqua & Gas* 5: 16–25.
- Schager E. und Peter A. 2001. Bachforellensömmerlinge. Projekt Netzwerk Fischrückgang Schweiz (Projekt 00/12). Eawag, Kastanienbaum. Fischnetz Publikation: 315 S. Internet: www.fischnetz.ch/basics/publ.htm.
- Schager E. und Peter A. 2002. Bachforellensömmerlinge, Phase 2. Projekt Netzwerk Fischrückgang Schweiz (Projekt 01/12). Schager E. PABPI (Hrsg.). Eawag, Dübendorf. Fischnetz-Publikation: 218 S. Internet: www.fischnetz.ch/basics/publ.htm.
- Schager E. und Peter A. 2004. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Fische Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. Mitteilungen zum Gewässerschutz 44: 63 S.
- Schweizerischer Bundesrat (Hrsg.) 2015. Umwelt Schweiz 2015, Bern: 144 S.
- Strahl S., Christoph O., Siegrist H., Thomann M., Obrecht J. und Kurz E. 2013. Stickstoffelimination in Schweizer ARA. Weitere Entlastung der Oberflächengewässer. *Aqua & Gas* 5: 74–84.
- Strahm I., Munz N., Leu C., Wittmer I. und Stamm C. 2013. Landnutzung entlang des Gewässernetzes – Quellen für Mikroverunreinigungen. *Aqua & Gas* 5: 36–44.
- Stucki P. 2010. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026: 61 S. Internet: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01575/index.html.
- Stucki P., Knispel S., Vicentini H. und Wagner A. 2015. NAWA TREND, Rapport sectoriel macrozoobenthos, final campagne 2012 et campagne complémentaires 2011–2014. Expertenbericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt: 50 S.
- Voser P. 2008. Fische, Krebse und Muscheln in der Reuss. Umwelt Aargau Nr. 40: 31–39.
- Voser P. und Bolliger A. 2004. Die Fischfauna im Argauer Limmattal. Umwelt Aargau Nr. 26: 5–8.
- Vuille T. 2011. Die Fische in der Aare brauchen neue Lebensräume. aarewasserThema Februar 2011: 2 S. Internet: www.aarewasser.ch/docs/aa_thema.asp?id=31410&domid=1064&sp=D&m1=30317.
- Werner S. 2009. Der biologische Zustand der Aare zwischen Thuner- und Bielersee. Untersuchungen Frühjahr 2008. AWA Amt für Wasser und Abfall, Bern: 8 S.

Wittmer I., Junghans M., Stamm C. und Singer H. 2014a. Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus diffusen Einträgen. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt. Eawag, Dübendorf: 107 S.

Wittmer I., Moschet C., Simovic J., Singer H., Stamm C., Hollender J., Junghans M. und Leu C. 2014b. Über 100 Pestizide in Fließgewässern – Programm NAWA SPEZ zeigt die hohe Pestizidbelastung der Schweizer Fließgewässer auf. Aqua & Gas 3: 32–43.

Zeh W.H., Könitzer C. und Bertiller A. 2009. Strukturen der Fließgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand: 100 S. Internet: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01075/index.html.

Zurwerra A., Abgottspon E., Mulattieri P., Seiler J., Anderegg C., Hürlimann J. und Egloff M. 2011. Gewässeruntersuchung Rhone Goms – Hydrobiologie und Hydrobiologie. Studie und Bilanz erstellt im Auftrag der Dienststelle für Umweltschutz, Kanton Wallis: 189 S.

> Glossar

Alpenrhein

Abschnitt des Rheins vom Zusammenfluss des Vorderrheins mit dem Hinterrhein bis zur Einmündung in den Bodensee.

Äusserer Aspekt

Modul zur Grobbeurteilung des Gewässerzustands anhand der Parameter Trübung, Verfärbung, Schaum, Geruch, Verschlämmung, Eisensulfid, Kolmation, Feststoffe, Abfälle, heterotropher Bewuchs und Pflanzenbewuchs.

Biozid

Produkte, die dazu bestimmt sind, auf andere Art als durch blosse physikalische oder mechanische Einwirkung Schadorganismen zu zerstören, abzuschrecken, unschädlich zu machen, Schädigungen durch sie zu verhindern oder sie in anderer Weise zu bekämpfen (Biozidprodukteverordnung, SR 813.12).

Diatomeen/Kieselalgen (DIA)

Gruppe von einzelligen Algen, die sowohl im Süß- als auch im Salzwasser, teilweise sogar an Land vorkommen; werden seit langem als Bioindikator für die Wasserqualität verwendet.

Flussordnungszahl (FLOZ)

Die Flussordnungszahl nach Strahler ist ein mögliches Mass für den Grad der Verzweigung in einem Gewässernetz. Ausgegangen wird von Quellabschnitten, denen die Ordnungszahl 1 zugewiesen wird. Fließen zwei Flüsse gleicher Ordnung zusammen, erhält der Zusammenfluss eine Ordnungszahl, die um eins höher liegt, fließen zwei Gewässer mit unterschiedlicher Ordnungszahl zusammen, überträgt sich die höhere auf das resultierende Gewässer. Im Fließgewässernetz der Schweiz kommen Flussordnungszahlen bis 9 vor, Gewässer mit Flussordnungszahl 1 oder 2 werden in diesem Bericht als kleine, solche mit Ordnungszahlen zwischen 3 und 6 als mittlere und solche mit Ordnungszahlen zwischen 7 und 9 als grosse Gewässer bezeichnet.

Grossvieheinheit (GVE)

Die Einheit dient zum Vergleich verschiedener Nutztiere auf Basis ihres Lebendgewichts; eine Grossvieheinheit entspricht 500 kg Lebendgewicht, zum Beispiel einer Milchkuh.

Helophytenbach

Gewässertyp mit im Sediment wurzelnden, aber aus dem Wasser ragenden Pflanzen (Helophyten) als potentiell vorherrschende Vegetation.

Heterotropher Bewuchs

umfasst die Lebensgemeinschaften der abbauenden Organismen, Pilze, Bakterien und Einzellern wie den Wimperntierchen, die sich auf Steinen oder der Gewässersohle ansiedeln.

Hochrhein

Abschnitt des Rheins zwischen Bodensee und Basel.

Kolmation

Unter Kolmation versteht man die Verstopfung der Hohlräume in der Gewässersohle durch feine Partikel bzw. Schwebstoffe, was sich v. a. in einer verringerten (insbesondere vertikalen) Durchlässigkeit für Wasser äussert.

Makrophyten (MAK)

Gruppe von Wasserpflanzen, welche von blossen Auge erkennbar sind

Makrozoobenthos (MZB)

Lebensgemeinschaft der auf dem Gewässerboden (Benthal) lebenden und mit dem blossen Auge erkennbaren («Makro-») wirbellosen Kleintiere (Invertebraten).

Mikroverunreinigung

Sammelbegriff für verschiedenste organische und anorganische Stoffe, die in tiefen Konzentrationen auftreten.

Modul-Stufen-Konzept (MSK)

Sammlung von Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Oberflächengewässer in der Schweiz als Vollzugshilfen der gesetzlichen Vorgaben zur Untersuchung der Gewässerqualität.

Neophyten

Pflanzen, die sich in einem Gebiet etabliert haben, in dem sie zuvor nicht heimisch waren.

Neozoen

Tiere, die sich in einem Gebiet etabliert haben, in dem sie zuvor nicht heimisch waren.

Ökotoxikologie

Wissenschaft, die sich mit den Auswirkungen von Stoffen auf die belebte Umwelt befasst.

Organische Belastung

Im Vergleich zu natürlich vorkommenden Werten erhöhte Konzentrationen von chemischen Verbindungen mit einem Kohlenstoffgerüst (Ausnahmen: z. B. Carbonate, CO, CO₂).

Pestizid

Überbegriff für Pflanzenschutzmittel und Biozid.

Pflanzenschutzmittel

Produkt, welches Pflanzen oder Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen schützt, das Wachstum von Pflanzen reguliert oder unerwünschte Pflanzen oder Pflanzenteile vernichtet (Pflanzenschutzmittelverordnung, SR 916.161).

Proliferative Kidney Disease (PKD)

Parasitäre Infektionskrankheit bei Fischen, die durch Bauchschwellung, Vergrößerung der Nieren, Dunkelfärbung und ein Vortreten des Augapfels gekennzeichnet ist.

Revitalisierung

Wiederherstellung naturnaher Strukturen bei verbauten Gewässern; mindestens die Sanierung der künstlichen Abstände >50cm.

Risikoquotient

Quotient aus gemessener Umweltkonzentration und dem chronischen Qualitätskriterium von Mikroverunreinigungen. Liegt der Risikoquotient über eins, kann ein Risiko für aquatische Organismen nicht ausgeschlossen werden.

SPEAR_{pesticide}-Index

Index basierend auf biologischen Erhebungen von Invertebraten-Taxa (→ s. Makrozoobenthos) nach dem «Species At Risk»-Konzept; der Index gibt den Anteil der gegenüber Pestiziden empfindlichen Taxa an der Invertebraten-Lebensgemeinschaft an. Er bewertet damit die insektizide Wirkung von Pestiziden in Fließgewässern.

Submersenbach

Gewässertyp mit untergetauchten (submersen) Gefässpflanzen als potentiell vorherrschende Vegetation.

Taxon (Mehrzahl: Taxa)

Eine als systematische Einheit erkannte Gruppe von Lebewesen, z. B. die Gattung Isoperla oder die Ordnung der Eintagsfliegen (Ephemeroptera); die Mehrzahl «Taxa» fasst Gruppen von Lebewesen auf unterschiedlichen taxonomischen Ebenen (Art, Gattung, Familie, Ordnung, usw.) zusammen.

> Verzeichnisse

Abkürzungen

ARA

Abwasserreinigungsanlage

BDM CH

Biodiversitätsmonitoring Schweiz

BG

Bestimmungsgrenze

DIA

Diatomeen (→ Glossar)

DI-CH

Schweizer Index zur Bewertung von Diatomeen (→ Glossar) als Indikator für die Wasserqualität von Oberflächengewässern primär hinsichtlich des Nährstoffhaushalts

DOC

Gelöster organischer Kohlenstoff

EPT

Gesamtheit der sensiblen Insekten-Ordnungen Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Trichoptera (Köcherfliegen)

FLOZ

Flussordnungszahl (→ Glossar)

GSchG

Gewässerschutzgesetz

GSchV

Gewässerschutzverordnung

GVE

Grossvieheinheit (→ Glossar)

IBCH

Schweizer Index zur Bewertung der Invertebraten-Gemeinschaft (auch: Makrozoobenthos → Glossar) in Fließgewässern als integralen Indikator für die Gewässerqualität

MAK

Makrophyten (→ Glossar)

MSK

Modul-Stufen-Konzept (→ Glossar)

MZB

Makrozoobenthos (→ Glossar)

NAQUA

Nationale Grundwasserbeobachtung

NAWA

Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität. Die Erhebungen erfolgen in enger Zusammenarbeit zwischen Bund und Kantonen und werden durch das BAFU koordiniert

NAWA SPEZ

Messprogramme für problembezogene Spezialbeobachtungen im Rahmen von NAWA

NAWA TREND

Basismessnetz zur langfristigen Dauerbeobachtung im Rahmen von NAWA

OSPAR

Vertrag zum Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks, benannt nach den beiden Vorläufern Oslo-Konvention und Paris-Konvention

PSM

Pflanzenschutzmittel (→ Glossar)

PKD

Proliferative Kidney Disease (→ Glossar)

Q₃₄₇

Abflussmenge, die gemittelt über zehn Jahre, durchschnittlich während 347 Tagen des Jahres erreicht oder überschritten wird und die durch Stauung, Entnahme oder Zuleitung von Wasser nicht wesentlich beeinflusst ist

WRRL

Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union

Abbildungen

Abb. 1

Bewertung der Gewässerqualität im Überblick 10

Abb. 2

Ökomorphologischer Zustand der Schweizer Gewässer 17

Abb. 3

Temperatur im Rhein bei Basel (Jahresmittel) 18

Abb. 4

Abfluss 19

Abb. 5

Messstellen und Erhebungen 23

Abb. 6

Bewertung Nährstoffe 33

Abb. 7 Zeitreihen Phosphat	34	Abb. 24 Bewertung anhand des Diatomeen-Indexes	55
Abb. 8 Qualitätsklassen NO_3^-	35	Abb. 25 Qualitätsklassen Diatomeen	56
Abb. 9 Nitratkonzentrationen aufgetragen gegen Belastungsindikatoren	36	Abb. 26 Diatomeen-Index DI-CH aufgetragen gegen Belastungsindikatoren	57
Abb. 10 Nitrat in der Aare im Fliessverlauf von der Station Brienzwiler bis zur Mündung bei Felsenau	37	Abb. 27 Bewertung Fische	60
Abb. 11 Stickstoff- und Phosphor-Jahresfrachten	38	Abb. 28 Regionale Verteilung der Gesamtbewertung der Fische und des PKD-Nachweises	61
Abb. 12 Anzahl Pflanzenschutzmittel (PSM)	40	Abb. 29 Gesamtbewertung Fische aufgetragen gegen Belastungsindikatoren	62
Abb. 13 Verteilung der Maximalkonzentrationen	41	Abb. 30 Bewertung der Makrophyten	65
Abb. 14 Konzentrations- und Risikoquotientenverteilungen von Pflanzenschutzmitteln	41	Abb. 31 Regionale Verteilung der Bewertung der Makrophyten und der Vegetationstypen	66
Abb. 15 Konzentrationen organischer Mikroverunreinigungen aus häuslichem Abwasser	42	Abb. 32 Zustand der Vegetation nach Bachtypen	67
Abb. 16 Verteilung aller berechenbaren Risikoquotienten	44	Abb. 33 Bewertung des Äusseren Aspekts 2012	71
Abb. 17 Maximalkonzentrationen an der Rheinüberwachungsstation (RÜS) pro Stoffkategorie im Jahr 2012	46	Tabellen	
Abb. 18 Schwermetallkonzentrationen im Rhein bei Basel	48	Tab. 1 Übersicht zu den Gewässerbelastungen und den zugeordneten Belastungsindikatoren	15
Abb. 19 Bewertung des Makrozoobenthos	48	Tab. 2 Übersicht Untersuchungen	24
Abb. 20 Regionale Verteilung der Bewertung des Makrozoobenthos	49	Tab. 3 Bewertungsschema gemäss MSK in Klassen und zugehöriger Farbcode	25
Abb. 21 $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index aufgetragen gegen Belastungsindikatoren	51	Tab. 4 Bewertung Nährstoffe	32
Abb. 22 Relative Anteile neozoischer und angestammter Makrozoobenthosdichten im Hochrhein	53	Tab. 5 Anzahl in NAWA SPEZ 2012 gesuchte und nachgewiesene Stoffe	39
Abb. 23 Vergleich der Flächenanteile der Landnutzungen am Einzugsgebiet und der Zielerfüllung hinsichtlich des $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index	55		