

Ökologische Bewertung des Risikos von Charophytenverlusten unter ökotoxikologischem Stress in einem mesotrophen See

Christiane Krambeck

christiane.krambeck@gmx.de

Winfried Lampert gewidmet

Keywords: ecological risk assessment, ecosystem approach, charophytes, macrophytes, herbicides, lake

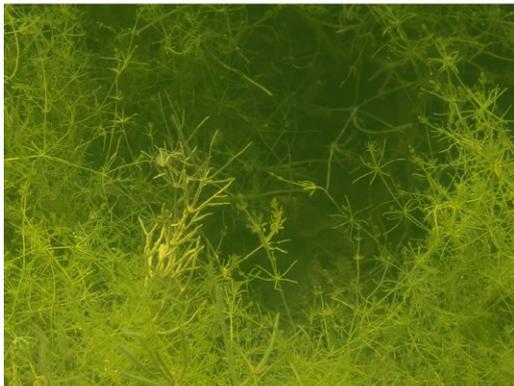
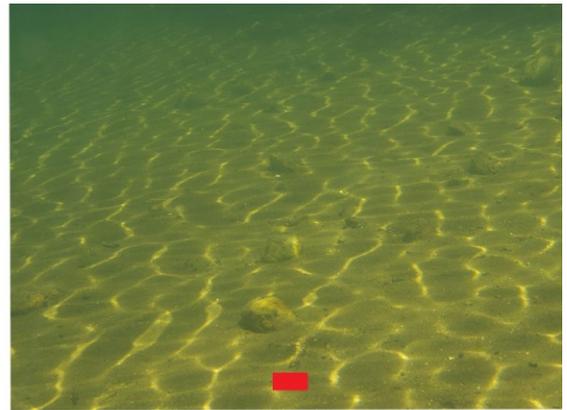
Einleitung

Bei Fließgewässern wurde die Unterschätzung realer Risiken durch regulatorische Schwellenwerte schon vor zwei Jahrzehnten erkannt (Liess et al 2001) und eine Methode der monitoring-basierten Risikobewertung entwickelt (Liess et al. 2005, 2019, 2021). Bei Seen ist die Arbeitsrichtung seit frühen Mahnungen, die besonderen Empfindlichkeiten in Ökosystemen zu berücksichtigen (Lampert et al 1989), nicht weiter verfolgt worden. Da in Seewasser Xenobiotika kaum nachzuweisen sind (LLUR 2018) und sämtliche WRRL Berichte dem Suhrer See einen guten ökologischen Zustand bescheinigten, überraschte die Entdeckung von Makrophytenausfällen im Suhrer See und der damit einhergehende Verdacht auf Herbizideffekte (Krambeck 2019) zunächst. Makrophytenexperten war dieser Verdacht jedoch durchaus vertraut, und ähnliche Beobachtungen gab es deutschlandweit (Krambeck 2020), so dass eine daraufhin einberufene Special Session zum Thema auch bei Ökotoxikologen auf Interesse stieß (Köhler & Krambeck 2020). In der Diskussion kristallisierte sich die systematische Unterschätzung von ökologischen Risiken mit der gängigen schwellen-basierten Bewertung als weiterhin ungelöstes Problem heraus. Zur Untermauerung des offensichtlichen, akuten Handlungsbedarfs im Naturschutzgebiet Suhrer See und zur Abwendung von Risiken für gefährdete und bedrohte Arten wurde daraufhin eine monitoring-basierte Risikobewertung als Alternative entwickelt und erprobt.

Methoden und Ergebnisse

Ausfälle und Erholungen von Makrophyten in 1–3 m Tiefe wurden im Suhrer See (54°09'05"N 10°29'25"O) von 2017 bis 2021 im Mai und August von der Wasseroberfläche aus mit Unterwasserkamera entlang fester Inspektionskurse dokumentiert. Veränderungen wurden in Bezug zur Bewirtschaftung von Teileinzugsgebieten, zum Niederschlag und zu einer Bestandsaufnahme von 1991 gesetzt (Frenzel 1992, Krambeck 2019). Reaktionen von Biota wurden nach ökosystemaren Grundlagen interpretiert. Aussagen über mögliche Kausalbeziehungen wurden nach dem Vorbild von Liess et al. (2019) anhand von "Multiple Lines of Evidence" (MLE) getroffen.

MLE sind eine Methode der induktiven Hypothesenbildung bei komplexen Problemen und beruhen auf Plausibilität (Fuzzy Logik) und Wahrscheinlichkeit (Bayesianismus, Carrier 2006). MLE sammeln also Indizien und bewerten ihre Belastbarkeit im Kontext des vorhandenen Wissens. Das erhöht die Chance, bei komplexen Zusammenhängen die richtigen Fragen zu stellen, auch für weitergehende, klassisch deduktive Untersuchungen, und zielt auf Problemlösungen. Praktisch ergeben sich in der Anwendung auf komplexe Gewässerschutzprobleme Hinweise auf Handlungsbedarf.



C +



Charawiese

Ersatz durch Angiosperme

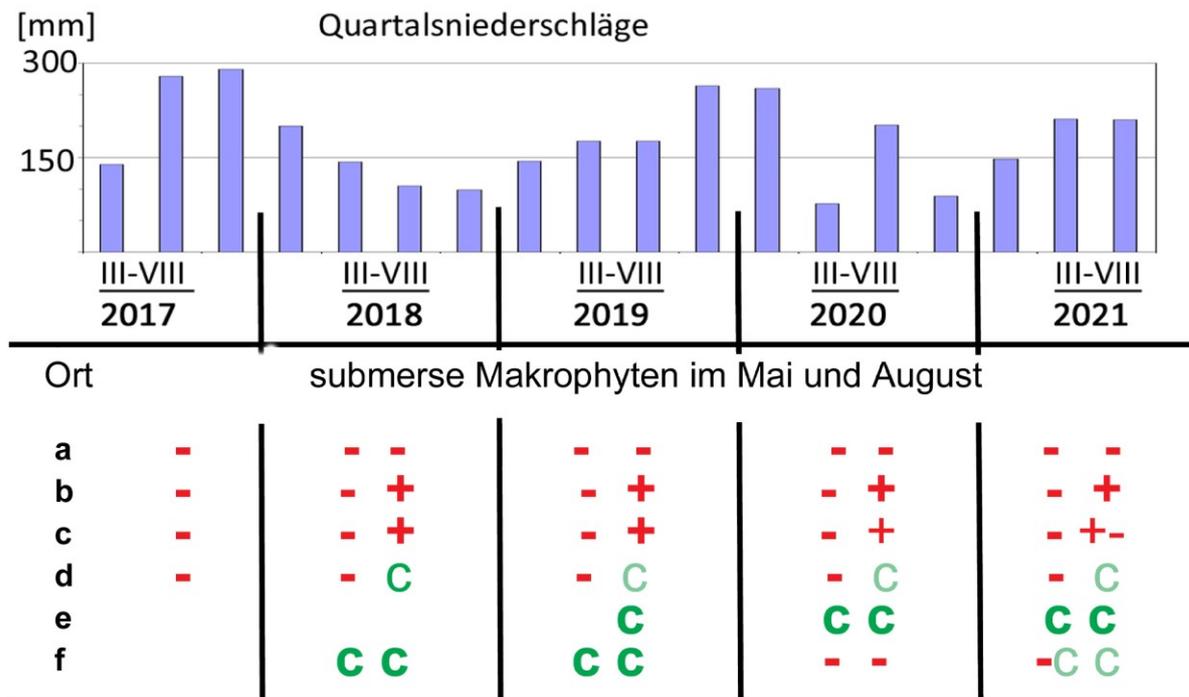


Abb.1: Lokale Ausfälle und Erholung submerser Makrophyten (SuM) zu Beginn und gegen Ende der Vegetationsperiode in Abhängigkeit von Niederschlägen

a-f Orte unterschiedlicher Belastung, siehe Luftbild

Lokale Reaktionen auf Niederschläge von 2017 bis 2021, jeweils im Mai und August:

- Totalausfälle der SuM **C** Charawiese (fett: wintergrün) + Ersatz durch Angiosperme

Monitoring-Ergebnisse

Im Nordosten des Suhrer Sees (Abb.1, Satellitenbild) gab es Ausfälle der submersen Makrophyten (SuM) im extrem nassen Sommer 2017 und in jedem Frühjahr. Sie wiesen auf Belastungen durch unterirdische Einträge aus Ackerland mit Anbau von Wintergetreide hin. Dass die sandigen Flächen 25 m über Seeniveau über einem bewaldeten Steilhang lagen, sprach für einen maßgeblichen Einfluss von Zwischenabfluss. Bei Ausbleiben von Zwischenabfluss im extrem trockenen Sommer 2018 regenerierten sich – außer vor dem Drainzulauf (a) (in Abb.1) – dichte Bestände von SuM, Charophyten aber nur in der NO-Bucht (d). In normalen Sommern (2019–21) setzten sich bei (d) mehr Störanzeiger durch und bei (c) nahmen die Deckungsgrade ab. Nur (a) blieb permanent vegetationsfrei. Nach Frenzel (1992) gab es *Chara sp.* bei (a und b) früher häufig und bei (c) massenhaft.

In der bis 3 m tiefen NO-Bucht (d) erschien immer erst ab Juli eine Wiese von *Nitellopsis obtusa*. Auf der Untiefe (e) (um 1 m tief) quer vor der NO-Bucht (d) gab es eine wintergrüne Charawiese (AG 2016). Im Übergang zum NO-Ufer und bis (c) wuchsen Charophyten dagegen jeden Mai neu.

In der 2m tiefen Nordbucht (Abb.1: f) gab es vom Frühjahr 2018 bis Sommer 2019 eine wintergrüne Charawiese. Im Mai 2020 war der Grund in 2m Tiefe dann von einem Blaualgent Teppich über verrotteten Charafäden bedeckt, im August 2020 war er vegetationsfrei, bis auf vereinzelte *Xeratothylum demersum*, *Ranunculus circinatus* und eine Gruppe von *Potamogeton crispus* im Buchtinneren, ein Störanzeiger (C nach Schaumburg et al 2011), der im Suhrer See noch nie beschrieben worden war. Ein Jahr später, Ende Mai 2021, begann die Charawiese sich vom Ostufer her zu regenerieren. Im August war der Grund wieder bewachsen, und Angiosperme waren nur im Buchtinneren noch dominant. – Im Herbst 2019 war ein brach liegendes Feld nördlich der Bucht (f) neu mit Winterweizen bestellt worden, 2020 wurde nach der Ernte eine Zwischenfrucht aus Ackersef und Ölrettich eingesät, 2021 danach Mais angebaut.

Die Störung gefährdete einen seltenen Bestand von einigen *Chara subspinososa* (= *rudis*) (AG 2016) (rote Liste SH 0) in 0,5–2m Tiefe im Buchtinneren. Davon waren seit 2020 im Mai zwar noch Stängelfragmente im Flachwasser übrig, die bis August auch noch austrieben. 2018 hatte es im Mai aber bereits vitale Sprosse und im Juli große Pflanzen mit Gametangien gegeben (Abb.2), offenbar zu selten, um eine stabile Population aufzubauen, auch wenn die Art sich am äußersten Rand ihrer fundamentalen Nische (Holt 2009, Hutchinson 1957) so eben halten konnte. Eine ähnlich empfindliche Art, *Chara tomentosa* (AG 2016), wurde zuletzt 2002 in der Nordbucht gesichtet (Garniel 2002) und nach Umbruch ehemaligen Grünlandes in der Umgebung nie wieder gefunden. Beide Arten sind für wintergrüne Bestände typische k-Strategen (Schubert et al. 2018) und können sich nicht schnell erholen, anders als an häufige Störungen im Flachwasser angepasste Arten.

Abb.2: *Chara subspinososa* in Nordbucht (f)

2018 mit Gametangien
2021 Sprossreste



Chara subspinososa zu oft an Grenze ihrer fundamentalen Nische

Mit den SuM verschwanden 2017 auch große Hechte. Sie stellten sich zwar wieder ein, wo Pflanzen nachwachsen, aber seltener. Dazu wurde von 2017–2020 im Bereich von Ausfällen der SuM alljährlich ein um 0,7 m langer Hecht tot aufgefunden, der an einer Virus-, Bakterien- oder Pilz- Infektionen verendet war. Veränderungen fielen nicht nur bei Fischen auf, sondern auch bei Fadenalgen. Dazu gab es im Litoral frühere und dichtere Blaualgenblüten.

"Multiple Lines of Evidence" für ökotoxikologischen Stress

Ausfälle gab es nur an Stellen mit Herbizideinsatz in Teileinzugsgebieten und bei hohem Zwischenabfluss, im landwirtschaftlich geprägten Nordosten (Abb. 1 a–d) im extrem nassem Sommer 2017 und immer im Frühjahr. Und Erholungen im Sommer ließen sich je nach Niederschlägen und Randbedingungen abstufen. Wintergrüne Charawiesen gab es nur auf der Untiefe (e) vor der NO-Bucht, also ohne Einfluss von Zwischenabfluss und nicht in Landnähe. In der Nordbucht gab es sie nur solange die Felder in der Umgebung brach lagen, also nur ohne belasteten Zwischenabfluss bis 2019.

Als Ursache für den Ausfall in der Nordbucht (f) im Frühjahr und Sommer 2020 kam die Beseitigung von Brachlandvegetation durch Herbizideinsatz Ende 2019 in Frage und war plausibel, da eine unterirdische hydrologische Anbindung des fraglichen Ackers über einen Sumpfwald auf Seeniveau wahrscheinlich war. Auch die Erholung 2021 nach alternativem Zwischenfruchtanbau stützte die Hypothese dieser Herkunft der Belastung.

Im Südostwinkel der Nordostbucht (d) wiesen eine Sumpfquelle am Ufer und ein Quellbereich in anderthalb Meter Tiefe auf unterirdische Zuflüsse aus einem weiten, hochgelegenen Siedlungs- und Landwirtschaftsbereich hin, was zu den Störungen der SuM am Südufer und in der Buchtmitte passt. An das gegenüberliegende Nordufer der Bucht grenzte ein tiefliegendes Gelände mit Grünland und Sumpfwald, davor wuchsen Charophyten bis ins Flachwasser. Vor dem Ostufer zeigten Angiosperme eine Eutrophierung aus Gärten in steiler Hanglage an.

Bei (c) mit ca. 1 ha Weideland, 2 Rindern und über 20% Gefälle war zusätzlich zu einer Belastung über Zwischenabfluss von P-reicher Abschwemmung auszugehen, woraus sich Konkurrenzvorteile für *Elodea c.* ergaben, die nur im Sommer 2018, also ohne Zwischenabfluss, massenhaft erschien.

Als Grund für den permanenten Ausfall der SuM beim Drainablauf (a) war eine persistente Belastung zu postulieren. Die war im Mai 2019 in einer Sedimentprobe vor (a) zwar nicht nachzuweisen (Machate et al. 2021). Das könnte aber an der vorausgegangenen, einjährigen Trockenphase und dem Übersehen von Metaboliten gelegen haben. Beweise von Sedimenttoxizität sind auch nicht trivial (Chapmann & Hollert 2006). Nach Auskunft von Landwirten wurden jedenfalls vor Ort Pendi-methalin und Diflufenican ausgebracht, die nach Lewis et al. (2016) neben hoher Argentoxizität Halbwertszeiten von Monaten bis Jahren im Freiland haben und deswegen auf der EU-Liste der "candidates for substitution" stehen (was heißt, dass auf Anzeichen für Umweltschäden geachtet und ggbfs. auf alternative, nachhaltige Praktiken hingearbeitet werden sollte.)

Der nach den wiederkehrenden Mustern (Abb.1) immer wahrscheinlichere Zusammenhang zwischen belastetem Zwischenabfluss und lokalen Ausfällen war auch direkt nicht zu beweisen. Dazu hätte es Daten zu Konzentrationen am Ort und zur Zeit der Ausfälle der SuM gebraucht, ebenso wie Effektkonzentrationen bei Diasporen von SuM, die als Referenz hätten dienen können. Beides fehlte. – Grenzwerte für Metazachlor, die nach Maßgabe der vorhandenen Referenzdatenbasis und EFSA-Kriterien vorgeschlagen wurden (Vonk et al 2013) lagen aber mit 0,08 µg/l für direkte Ökotoxi-

tät und 0,48 µg/l für die maximal akzeptable Konzentration bereits im Bereich von Freilanddaten. Dazu ist anzumerken, dass Freilandrisiken theoretisch wegen des Einflusses von situationsbedingten und nicht vorhersagbaren biotischen und abiotischen Einflüssen auf Sensitivitäten schwer einzuschätzen sind (Fent 2003, da: Tab.4.1) und erfahrungsgemäß unterschätzt werden (Liess et al 2021).

Da Diasporen von SuM bekanntlich sehr unterschiedlich sind (Garniel 2008) und geringe Sensitivitätsunterschiede bei Konkurrenz zur Verdrängung von Arten führen können (Liess et al 2013), lag nahe, den beobachteten Feldvorteil von Angiospermen bei leichterer Belastung als Ersatz einer funktionalen Gruppe zu deuten, der für toxischen Stress typisch ist. – Außerdem sind Herbizide und ihre Metabolite allgegenwärtig (Knillmann et al. 2021, Ulrich et al. 2021) und das in hinreichender Konzentration, um multiple Effekte zu verursachen. Bei den registrierten Auffälligkeiten bei Fischen, Blau- und Fadenalgen dürfte es sich von daher um "Feuerwerkseffekte" (Köhler 2020) gehandelt haben, die für toxischen Stress ebenfalls typisch sind.

Nach dem Wissenstand über ökosystemare Regelungen in Seen (Blindow et al. 2021, Brönmark & Vermaat 1998, Lampert 1987, Lampert & Sommer 1993, Odum 1999, Wetzel 1975) waren auch indirekte Effekte der SuM-Ausfälle bei Fischen und besonders bei den Top-Predatoren zu erwarten, ebenso wie umgekehrt positive Rückkopplungen zulasten der SuM. Außerdem galten immunotoxische Effekte bei Fischen als häufig und zu selten berücksichtigt (Segner et al 2012), wurden mit Biomarkern inzwischen aber nachgewiesen (Schuijff et al 2021). Die Gefahr positiver Rückkopplungen und damit einhergehender Degradationen (Ausfälle und Ersatz funktioneller Gruppen bis hin zu Verödung) wurden schon von Odum (1985) als Alarmzeichen für menschengemachten Stress benannt. – Cyanobakterien profitieren im Gegensatz zu Karyonten im Übrigen eher von PSM: Nutzung von Glyphosat/AMPA bei Nährstofflimitierung als P-Quelle (Forlani et al 2008, Huntscha et al. 2018, Saxton et al 2011), Befreiung von Pilzparasiten durch Fungizide (Ortiz-Cañavate et al 2019), Anzeichen für Ersatz von Grünalgen in Sukzession (Karier et al 2017).

Ranking von Anzeichen für ökotoxikologischen Stress und ökologische Bewertung des Risikos für Charophytenverluste nach Erholungsmustern

Die mit Belastungen wechselnden Zustände der SuM ließen sich für ein systematisches Ranking nutzen (Tab. 1). Die Abstufung von A (unbelastet) bis D (verödet) ergab nicht von ungefähr Parallelen zu dem Indikatorsystem für Eutrophierung der WRRL-Bewertung (Schaumburg et al 2011). Denn die meisten Charophyten tolerieren Phosphorkonzentrationen an sich bis in den eutrophen Bereich (AG 2016) und reagieren eher auf ein damit verändertes Lichtangebot (Schubert et al 2018). Von daher war überall da, wo, wie am Suhrer See, Wasser trotz diffuser Einträge klar blieb und trotzdem so drastische Effekte wie Ausfälle der SuM auftraten, damit zu rechnen, dass P ein Proxy für gleichzeitig eingetragene Spurenstoffe war und nicht Ursache der Verschlechterungen.

Nach ökosystemarer Einordnung der unterschiedlichen Erholung war auch eine Bewertung des Risikos für Charophytenverluste möglich (Tab. 2). Daraus ergaben sich neue Stellenwerte von bisher wenig beachteten Kriterien, die über Monitoring gut zu erfassen waren, wie das Vorkommen wintergrüner Bestände, Anzeichen für das Aushalten von Arten am Rande ihrer ökologischen Nische (Lampert & Sommer 1996, Hutchinson 1957), verzögerte Entwicklungen im Frühjahr und Änderungen der Konkurrenzvorteile von Charophyten gegenüber Angiospermen.

Tab. 1: Ranking von Zeichen für Stress bei Unterwasservegetation

Art / Gruppe	Zustand	Rang	
<i>Chara subspinoso</i>	– mit Oogonien im Sommer	A	A ungestört – Etablierung stabiler Populationen bedrohter Arten
	– ohne "	B	
Charawiesen	– wintergrün	A	B gestresst – Ausfall bedrohter Characeenarten, Rückgang
	– nicht "	B	
Angiosperme in Charawiesen	– lose assoziiert	A–B	C erheblich gestresst – Ersatz von Characeen durch Angiosperme
	– großflächige Einsprengsel	B–C	
nur Angiosperme	– hohe Deckung	C	D Verödung – Funktionsausfall
	– geringe Deckung	C–D	
Ausfälle	– bei Einträgen aus Ackerland	B–D	
	– permanent	D	

Tab. 2: Ranking und ökologische Bewertung von Risiken für Artenrückgänge und Verluste nach Erholung submerser Vegetation von Ausfällen

Ranking Erholung		Ranking Risiko	
		ökologische Bewertung	Artenrückgänge und -verluste
A	stetig wintergrüne, intakte Charawiese	nie toxischer Stress	stabile Populationen auch von k-Strategen
B	Regeneration von Charophyten	Verlust von k-Strategen und wintergrünen Beständen	hohes Risiko für bedrohte Arten und keine Verbreitung durch Zugvögel
C	Regeneration nur von Angiospermen	Funktion ersetzt, aber struktureller Verlust	hohes Risiko für gefährdete Arten
D	keine Regeneration von submersen Makrophyten	Funktionsverlust, Verödung	System Shift, Degradation: Verlust ganzer Artengemeinschaften

Zusammenfassung und Diskussion

Nach den im Suhrer See von 2017–21 dokumentierten räumlich-zeitlichen Mustern der Reaktionen von submersen Makrophyten (SuM) auf Niederschläge in Verbindung mit Einzugsgebietsanalysen besteht mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ein ursächlicher Zusammenhang von Verschlechterungen mit unterirdischen Einträgen aus landwirtschaftlichen Flächen und wahrscheinlich mit Herbizidbelastung. Der Zustand der SuM wechselte so klar mit den Bedingungen, dass danach ein Ranking von Anzeichen für toxikologischen Stress und eine Bewertung des Risikos von Charophytenverlusten möglich war.

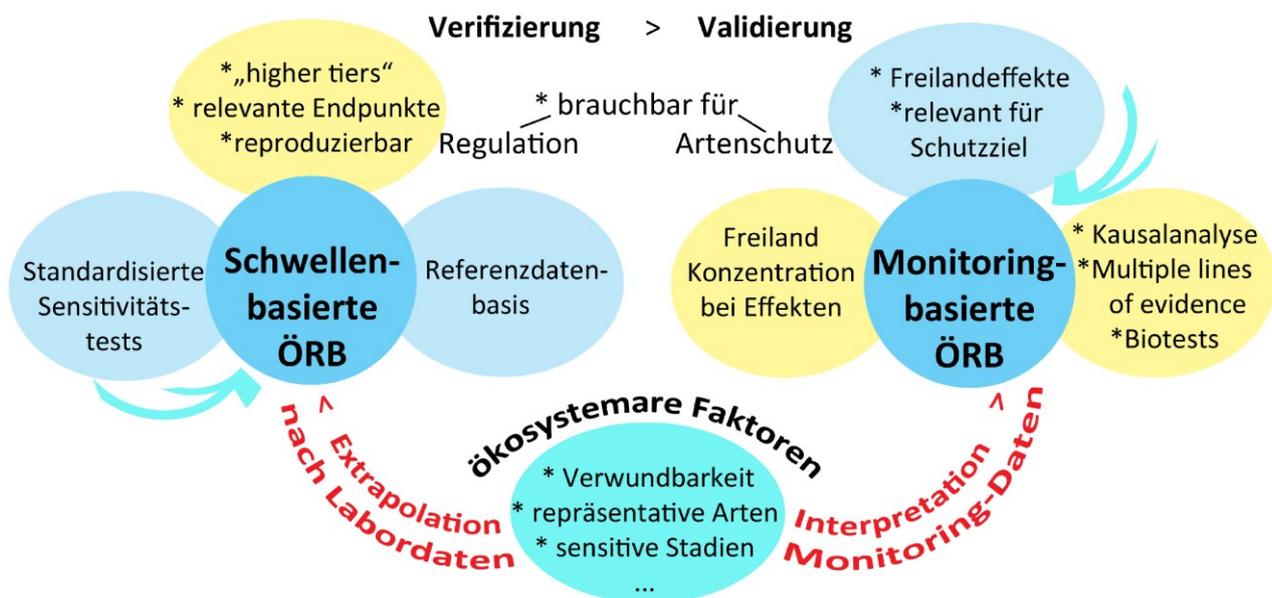
WRRL-Bewertungssysteme versagen in diesem Fall, weil sie auf Indikatoren für Eutrophierung ausgerichtet sind (Poikane et al 2020). Die guten ökologischen Zustandsklassen der WRRL-Berichte z. B. für SuM bedeuten also nur, dass der Suhrer See mesotroph geblieben ist, täuschen aber vor, dass damit "alles" gut sei und kein Handlungsbedarf bestehe. "Indices are misleading at best and at-

tractive delusions at worst" (Chapmann 2011). Aufgrund der WRRL-Monitoringdaten sind für Gutachter im Übrigen "Verschlechterungstendenzen" bei SuM erkennbar (Stuhr et al. 2018). Eine Weiterentwicklung der WRRL-Routine auf der Basis des hier angedachten Rankings von SuM-Reaktionen auf toxischen Stress bietet sich an.

Auch ökotoxikologische Kennzahlen wie Toxic Units und regulatorische Schwellenwerte sind keine Sicherung gegen Artenverluste, sondern nur eine Abschätzung ökologisch in etwa sicherer Schadstoffkonzentrationen auf der Basis von standardisierten Labortests mit Modellorganismen. Der Einwand, dass die Routine des Zulassungsverfahrens unrealistisch ist und Freiland-Risiken unterschätzt, ist so alt wie das Verfahren selbst. Das Problem ist, dass Freilandsensitivitäten situationsbedingt sind (Fent 2003, darin Tab. 4.1) und sich damit der Standardisierung entziehen. "With increasing ecological relevance the reproducibility, specificity and thus suitability for standardisation of methods tends to diminish." (Conon et al. 2012). Die einzige Lösung dieses Dilemmas ist, mit der Risikobewertung im Freiland anzufangen, also monitoring-basiert zu arbeiten statt schwellenbasiert – was, wie am Fallbeispiel gezeigt, überraschend einfach ist und im Übrigen unverzichtbar, wenn es um lokale Ziele wie Artenschutz geht. Auf EFSA-Ebene wurde von Brown et al auch schon (2016) für die Annahme eines "more holistic and spatially explicit ecosystem approach for specific protection goals (SPGs)" plädiert: "The argument for defining SPGs for different habitats is that goals will be more environmentally relevant and they will take into account other locally acting stressors and constraints."

Aufbauend auf einem Schema für Faktoren optimaler Toxizitätstests (nach fig.3 in Diepens et al 2014) lassen sich die beiden Ansätze ökologischer Risikobewertung (ÖRB) gegenüberstellen. Abb.3 illustriert, dass sie zwar völlig anders arbeiten, sich aber auch ergänzen und überschneiden:

Abb.3: Schwellen- versus monitoring-basierte ökologische Risikobewertung (ÖRB)



Bei der schwellenbasierten (sb) ÖRB zählt die Reproduzierbarkeit der Labordaten. Dass die Routine der Extrapolation auf komplexe Freilandsituationen unsicher ist (van den Brink et al 2008), wird aus praktischen Gründen in Kauf genommen. Bei der monitoring-basierten (monitb) ÖRB zählen in

erster Linie Freilandeffekte und die Plausibilität toxischer Belastung. Exakte Sensitivitäten und Konzentrationen brauchen dazu primär nicht bekannt zu sein und sind es auch selten; Hinweise auf lokalen Handlungsbedarf ergeben sich entlang von "Multiple lines of evidence" (MLE) bereits ohne solche Daten. Die für die sb ÖRB zentrale Referenzdatenbasis spielt bei den MLE der monitb ÖRB eine Rolle. Umgekehrt kann die sb ÖRB von Hinweisen auf bisher übersehene, real relevante ökologische Effekte profitieren, wie hier auf das Fehlen von Sensitivitätsdaten für Diasporen.

Unter dem Strich sind monitb ÖRB jedenfalls die einzige Möglichkeit der Validierung der Sicherheit geschätzter Schwellenwerte, sb ÖRB können unter dem Primat der Reproduzierbarkeit höchstens bis zur Verifizierung ihrer Extrapolationen in Mesokosmen gehen. Von daher wären monitoring-basierte, an lokalen Schutzziele orientierte ÖRB eine notwendige Ergänzung und empfehlen sich für die Validierung im Rahmen von Postzulassungsphasen (Schäfer et al 2018, Vijver et al 2017). Die Implementierung könnte auch eine Antwort auf einige der offenen, auf europäischer Ebene zur Diskussion gestellten, prioritären Fragen liefern (Van den Brink et al 2018).

Literatur

- AG Characeen Deutschlands (Hrsg.) (2016): Armleuchteralgen. Springer Spektrum, darin:
- Kap.7: Blindow, I., van de Weyer, K. (2016): Ökologie der Characeen.
 - Kap.8: Doege, A., van de Weyer, K., Becker, R., Schubert, H. (2016): Bioindikation mit Characeen.
 - Kap. 12.33: Kabus, T. (2016): *Nitellopsis obtusa*.
 - Kap 12.16: Schubert, H., Blindow, I., van de Weyer, K. (2016): *Chara subspinoso*.
 - Kap. 12.18: van de Weyer, K., Jorda, C. (2016): *Chara tomentosa*
- Blindow, I., Carlsson, M., van de Weyer, K. (2021): Re-Establishment Techniques and Transplantations of Charophytes to support threatened species. *Plants* 2021, 10, 1830 (33 pages)
- Brönmark, C., Vermaat, J.E. (1998): Complex fish-snail-epiphyton interactions and their effects on submerged freshwater macrophytes. p. 47 – 68, Chapt.3 in: Jeppesen et al. (eds): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. *Ecological studies* vol. 131. Springer.
- Brown, R., Whale, G., Jackson, M., Maltby, L. (2016): Towards the Definition of Specific Protection Goals for the Environmental Risk Assessment of Chemicals: A Perspective on Environmental Regulation in Europe. *Integrated Environmental Assessment and Management* 13(1), 17–37
- Carrier, M. (2006): *Wissenschaftstheorie zur Einführung*. Junius Verlag Hamburg
- Chapman, P.M. (2011): Indices – attractive delusions. *Integr. Environ. Assess. Manage.* 7: 313
- Chapman, P.M., Hollert, H. (2006): Should the Sediment Quality Triad Become a Tetrad, a Pentad, or Possibly even a Hexad? *J Soils & Sediments* 6 (1) 4–8
- Connon, R.E., Geist, J., Werner, I. (2012): Effect-Based Tools for Monitoring and Predicting the ecotoxicological Effects of Chemicals in the Aquatic Environment. *Sensors* 2012, 12, 12741–12771
- Diepens, N. J., Arts, G.H.P., Brock, T. C. M., Smidt, H., van den Brink, P. J., van den Heuvel-Greve, M. J., Koelmans, A. A. (2014): Sediment Toxicity Testing of Organic Chemicals in the Context of Prospective Risk Assessment: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44:255
- Fent, K., (2003): *Ökotoxikologie. Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie*. 2. Auflage. Georg Thieme

- Forlani, G., Pavan, M., Gramek, M., Kafarski, P., Lipok, J. (2008): Biochemical Bases for a Widespread Tolerance of Cyanobacteria to the Phosphonate Herbicide Glyphosate. *Plant Cell Physiol.* 49(3): 443–456
- Frenzel, B. (1992): Die Ufer- und Makrophytenvegetation des Suhrer Sees. – Diplomarbeit CAU Kiel.
- Garniel, A. (2002): Diekseestudie 2002. Gemeinsame Umsetzung von FFH-Richtlinie und Wasser-Rahmenrichtlinie am Beispiel des Diekseees im NATURA 2000-Gebiet DE 1828-301 „Suhrer See, Schöhsee, Dieksee und Umgebung“. LLUR-Publikation Bd.2
http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/Berichte_Gutachten/Ufer_Unterwasservegetation/Diekseestudie_2002_Garniel_Bd2_Anhang_B_Suhrer.pdf
- Garniel, A. (2008): Wasserpflanzen der Fliessgewässer und Gräben. Informationen zum Verständnis ihrer Lebensstrategie als Grundlage für Erhaltungs- und Fördermaßnahmen in Schleswig-holstein und Hamburg. *Ber. Bot. Verein Hamburg*, Heft 24, 221 Seiten.
- Holt, R.D. (2009): Bringing the Hutchinsonian niche into the 21st century: Ecological and evolutionary perspectives. *PNAS*, November 17, 2009, vol. 106, suppl. 2, 19659–19665
- Huntscha, S.; Stravs, M. A.; Bühlmann, A.; Ahrens, C. H.; Frey, J. E.; Pomati, F.; Hollender, J.; Buerge, I. J.; Balmer, M. E.; Poiger, T. (2018): Seasonal dynamics of glyphosate and AMPA in Lake Greifensee: rapid microbial degradation in the epilimnion during summer. *Environm. Sci. and Techn.*, 52(8), 4641–4649
- Hutchinson, G.E. (1957): A treatise on limnology. Vol.1. Wiley, New York
- Karier, P., Kraus, G., Kolber, I. (2017): Metazachlor traces in the main drinking water reservoir in Luxembourg: a scientific and political discussion. *Environ Sci Eur* 29:25
- Knillmann, S., Liess, M., Scholz-Starke, B., Daniels, B., Ottermanns, R., Schäffer, A., Sybertz, A., Roß-Nickoll, M. et al. (2021): Environmental risks of pesticides between forecast and reality: How reliable are results of the environmental risk assessment for individual products in the light of agricultural practice (tank mixtures, spray series)? UBA TEXTE 82/2021
- Köhler, R. (2020): Wirkungen von Lindan auf die Lebensgemeinschaft eines Freilandteiches (Mesokosmos) Konsequenzen für die Beurteilung der Wirkungen von Xenobiotika/Bioziden auf stehende Gewässer. Vortrag, DGL, Special session 20, ViKo 2.10.2020.....
https://www.dgl-ev.de/cms/upload/dokumente/Veranstaltungen/DGL_VK_2020-10-2_Koehler-folien.pdf
- Köhler, R., Krambeck, C. (*Moderation/Dokumentation*) (2020): "Wirkungen von Xenobiotika aus der Land- und Forstwirtschaft auf stehende Gewässer." DGL, Special session 20 und Workshop, ViKo 2.10.2020.
https://www.dgl-ev.de/cms/upload/dokumente/Veranstaltungen/DGL_VK_2020-10-2_Dokumentation.pdf
- Krambeck, C. (2019): Ausfälle submerser Vegetation und Verdrängung von Characeen durch Angiosperme in einem mesotrophen See und mögliche Rolle von Herbizideinträgen. - DGL Ergebnisse der Jahrestagung 2019, S. 167–178
- Krambeck, C. (2020): Phosphor, Fische und was noch? Ungeklärte Charophytenrückgänge und Hinterfragung möglicher Ursachen von Fall zu Fall. Vortrag, DGL special session 20 / ViKo 2.10.2020 -Text und Folien: <https://www.researchgate.net/profile/Christiane-Krambeck>
- Lampert, W. (1987): Predictability in lake ecosystems: the role of biotic interactions. p.333–345 in: Schulze, E.-D. & Zwölfer, H. (eds.): Potentials and limitations of ecosystem analysis. *Ecological studies* 61. Springer-Verlag.

- Lampert, W., Fleckner, W., Pott, E., Schober, U., Störkel, K.-U. (1989): Herbicide effects on planktonic systems of different complexity. *Hydrobiologia*, Vol. 188 (1), pp 415–424
- Lampert, W. & Sommer, U. (1993): *Limnoökologie*. Georg Thieme Verlag
- Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D. and Green, A. (2016) An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, **22**(4), 1050-1064 http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz_herb.htm
- Liess, M., Schulz, R., Berenzen, N., Nanko-Drees, J., Wogram, J. (2001): Pflanzenschutzmittel - Belastung u. Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland. UBA Texte 65–01
- Liess, M., von der Ohe, P.C. (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **24** (4), 954–965
- Liess M, Foit K, Becker A, Hassold E, Dolciotti I, Kattwinkel M, Duquesne S (2013): Culmination of low-dose pesticide effects. *Environmental Science & Technology*, **47** (15), 8862–8868.
- Liess, M., Ratte, T., Ebke, P., Hollert, H. (2019): 20 years SETAC GLB: increasing realism of pesticide risk assessment. *Environ Sci Eur* (2019) 31:13
- Liess, M. et al. (2021): Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research*, Volume 201, 1 August 2021, 117262
- LLUR SH (2018): Bericht zur chemischen Situation der Fließgewässer und Seen in Schleswig-Holstein.
- Machate, O., Dellen, J., Schulze, T., Wentzki, V.C., Krauss, M., Brack, W. (2021): Evidence for antifouling biocides as one of the limiting factors for the recovery of macrophyte communities in lakes of Schleswig-Holstein. *Environm. Sciences Europe* **33** (57)
- Odum, E.P. (1985): Trends expected in stressed ecosystems. *Bioscience* **35**, 419–422
- Odum, E. P. (1999): *Ökologie. Grundlagen, Standorte, Anwendung*. 3. Auflage. Georg Thieme Verlag
- Ortiz-Cañavate, B., K., Wolinska, J., Agha, R. (2019): Fungicides at environmentally relevant concentrations can promote the proliferation of toxic bloom-forming cyanobacteria by inhibiting natural fungal parasite epidemics. *Chemosphere* Vol. 229, p. 18–21
- Poikane, S., Herrero, F. S., Kelly, M. G., Borja, A., Birk, S., van de Bund, W. (2020): European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of the Total Environment* **740** (2020) 140075
- Saxton, M. A., Morrow, E. A., Bourbonniere, R. A., Wilhelm, S. W. (2011): Glyphosate influence on phytoplankton community structure in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* **37** (2011) 683–690
- Schäfer, A., Filser, J., Frische, T., Gessner, M. Köck, W., Kratz, W., Liess, M., Nuppenau, E.-A., Roß-Nickoll, Schäfer, R., Scheringer, M. (2018): Der stumme Frühling - Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes. Diskussion Nr. 16. Nationale Akademie der Wissenschaften - Leopoldina
- Schaumburg, J., Schranz, C., Meilinger, P., Stelzer, D., Vogel, A. (2011): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos gemäß EG-WRRL – Anpassung des Verfahrens aufgrund erster Ergebnisse und Erfahrungen aus den Bundesländern. BLU, Endbericht i.A. LAWA, 299 S, Augsburg/Wielenbach.
- Schubert, H., Blindow, I., Bueno, N., Casanova, M.T., Pelechaty, M., Pukacz, A. (2018): Ecology of charophytes – permanent pioneers and ecosystem engineers. *Perspectives in Phycology* **5** (1), 61–74

- Schuijt, L.M., Peng, F.-J. , van den Berg, S.J.P., Dingemans, M.M.L., Van den Brink, P.J. (2021): (Eco)toxicological tests for assessing impacts of chemical stress to aquatic ecosystems: Facts, challenges, and future. *Science of the Total Environment* 795 (2021) 148776 (18 p.)
- Segner, H., Wenger, M., Möller, A.M., Köllner, B., Casanova-Nakayama, A. (2012): Immunotoxic effects of environmental toxicants in fish — how to assess them? *Environ Sci Pollut Res* (2012) 19:2465
- Stuhr, J. et al. (2018): Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen. LLUR SH
- Ulrich, U., Pfannerstill, M., Ostendorp, G., Fohrer, N. (2021): Omnipresent distribution of herbicides and their transformation products in all water body types of an agricultural landscape in the North German Lowland. *Environmental Science and Pollution Research* (2021) 28:44183–44199
- Van den Brink, P. J., Sibley, P. K., Ratte, H. T., Baird, D. J., Nabholz, J. V., Sanderson, H. (2008): Extrapolation of Effects Measures across Levels of Biological Organization in Ecological Risk Assessment. Chapt. 4, 30 p. in: Solomon et al (eds.): Extrapolation Practice for Ecotoxicological Effect Characterization of Chemicals. CRC Press 2008
- Van den Brink et al 2018: Toward Sustainable Environmental Quality: Priority Research Questions for Europe. *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 9999, nr. 9999, pp. 1–15
- Vijver, M. G., Hunting, E. R., Nederstigt, T.A.P., Tamis, W.L.M., van den Brink, P. J., van Bodegom, P.M. (2017): Postregistration Monitoring of Pesticides is Urgently Required to Protect Ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 36, No. 4, April, 2017 860–865
- Vonk, J.W., Smit, C.E., de Jong, F.M.W. (2013): Environmental risk limits for metazachlor in water. A proposal for water quality standards in accordance with the WFD. RIVM Letter report 601714024/2013
- Wetzel, R.G. (1975): *Limnology*. W.B. Saunders Company DGL