

Aktueller Niedrigwasserbericht 2019

Ausgabe 1

Autoren

Dr. Daniel Graeber, Prof. Dr. Michael Rode, Prof. Dr. Dietrich Borchardt - Department Aquatische Ökosystemanalyse

Dr. Norbert Kamjunke - Department Fließgewässerökologie

Ausgabedatum

30. Juli 2019

Einleitung

Fließendes Wasser ist der Schlüsselaspekt von Flüssen. Verringerung oder Abwesenheit von Fließgeschwindigkeit führen zu schwerwiegenden Veränderungen des Flussökosystems (z.B. bei benthischen Wirbellosen Castella et al., 1995), weg von Artengemeinschaften, welche einen bestimmten Wasserfluss benötigen, und hin zu Arten, welche robust gegen Veränderungen des Wasserflusses sind (Graeber et al., 2013). Des Weiteren kann die Verringerung der Fließgeschwindigkeit zu Kaskadeneffekten führen, von erhöhter Wassertemperatur (Quinn et al., 1994), über veränderten Sauerstoffgehalt (Graeber et al., 2013), bis hin zu dem Auftreten von nicht-toxischen und toxischen Algenblüten (Bowes et al., 2012; Mitrovic et al., 2003; Paerl and Huisman, 2008).

Die aktuellen Berichte sollen ein zeitnahes Bild der Gefährdungslage des ökologischen Zustands von Bode und Elbe als Beispiele mitteldeutscher Flüsse während der sommerlichen Trocken- und Hitzeperiode 2019 zeichnen. Hierfür wird die potentielle Gefährdung des ökologischen Zustands der Fließgewässer anhand zentraler hydrologischer und ökologischer Variablen kurzfristig dargestellt, anhand von Richtwerten ökologischer Gefährdung bewertet und Gefährdungstendenzen beschrieben.

Die Variablen entstammen Sonden, welche kontinuierlich die Wasserqualität aufzeichnen. Diese können nicht alle Parameter aufzeichnen, welche für die Wasserqualität verantwortlich sind, messen aber zentrale Parameter und geben damit die Möglichkeit einer schnellen Erfassung des Gewässerzustands. Die gezeigten Wasserstände und Durchflüsse entstammen behördlichen Pegeln, welche sich in der Nähe der Sonden befinden.

Im Bericht ist die "Entwicklung der letzten 28 Tage" vor Berichterstellung, sowie eine kurze Abschätzung der "Gefährdungstendenzen" dargestellt. Details zu den Datenquellen sind im Abschnitt "Datenquellen und Parameter der Messungen" gegeben.

Entwicklung der letzten 28 Tage

Wasserstand

Der Wasserstand war in der Bode in Hadmersleben vergleichsweise stabil, verringert sich aber seit dem 25. Juli (Abb. 1). In der Elbe verringerte sich der Wasserstand Anfang Juli bis nahezu auf den niedrigsten jemals gemessenen Wert, welcher zuvor im August 2018 an beiden Pegeln an der Elbe gemessen wurde. Nach der kurzen Erholung des Wasserstands Mitte Juli ist dieser nun in der Elbe wieder rückläufig und in Magdeburg an der Strombrücke ist der Wasserstand nun nahezu wieder am Allzeittief angekommen.

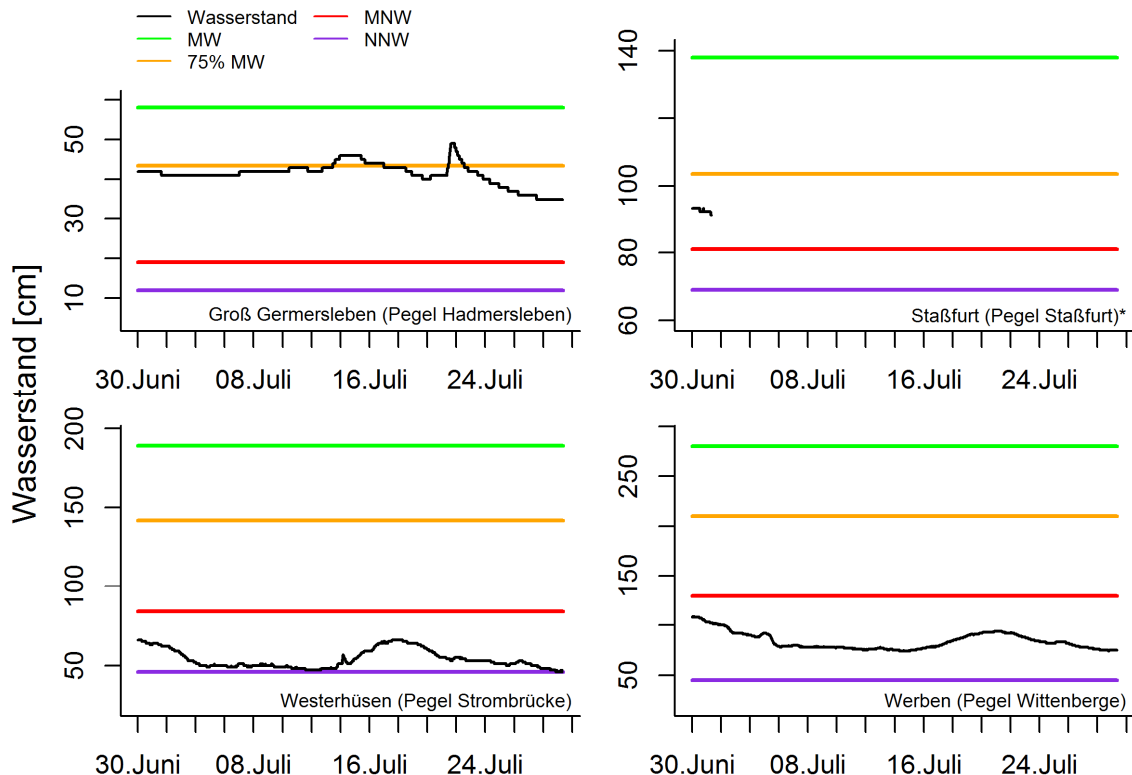


Abbildung 1: Wasserstände an Pegeln in der Nähe der Sondenstandorte. Wasserstand = niedrigster jemals gemessener Wasserstand (NNW, violett); Wasserstand = mittleres Niedrigwasser (MNW, rot); Wasserstand = 75% Mittelwasser (75% MW, orange); Wasserstand = Mittelwasser (MW). *Am Pegel Stassfurt liegen zurzeit Störungen vor, Dauer voraussichtlich bis KW31.

Durchfluss

Wie der Wasserstand, so war auch der Durchfluss in der Bode vergleichsweise stabil, verringerte sich aber Anfang Juli in der Elbe (Abb. 2). An allen dargestellten Pegeln bewegte sich der Durchfluss derzeit zwischen dem niedrigsten jemals gemessenen Durchfluss und dem mittlerem Niedrigdurchfluss (Abb. 2). Nach der kurzen Erholung des Durchflusses Mitte Juli ist er nun in der Elbe wieder rückläufig.

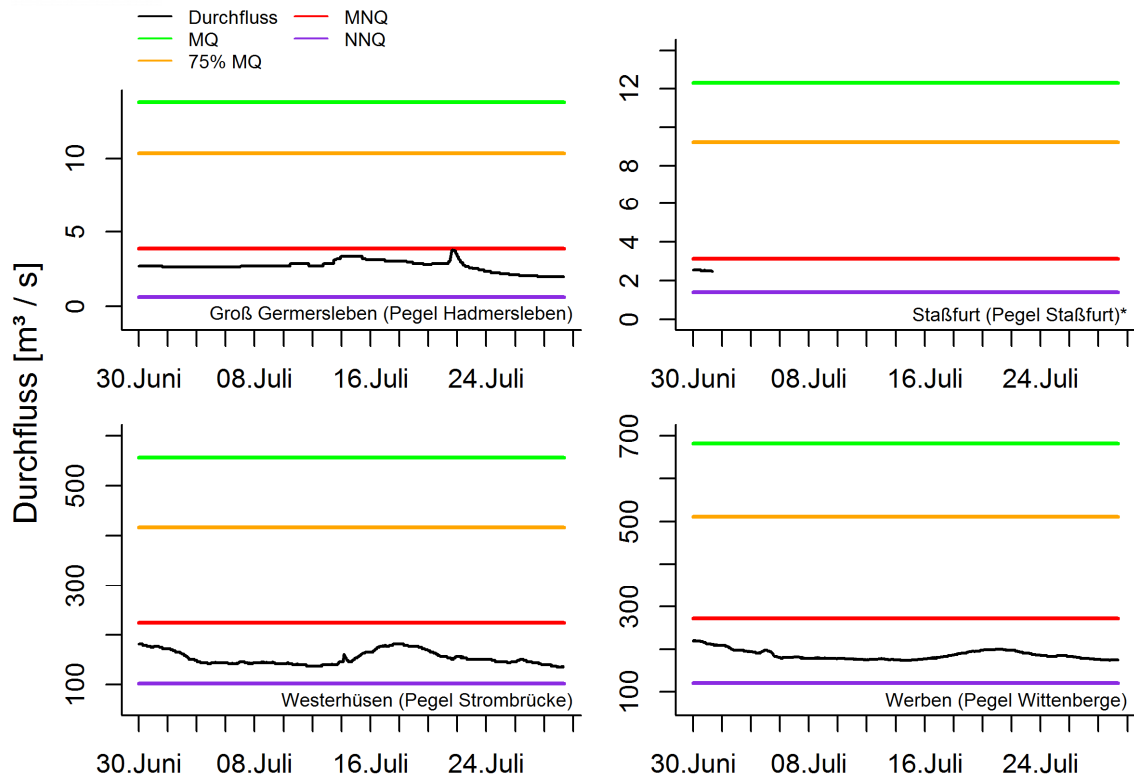


Abbildung 2: Durchflüsse an Pegeln in der Nähe der Sondenstandorten. Durchfluss (m^3 / s): **Durchfluss** = niedrigster jemals gemessener Durchfluss (NNQ, violett) ; **Durchfluss** = mittlerer Niedrigdurchfluss (MNQ, rot) ; **Durchfluss** = 75% des mittleren Durchflusses (MQ, orange) ; **Durchfluss** = mittlerer Durchfluss *Am Pegel Stassfurt liegen zurzeit Störungen vor, Dauer voraussichtlich bis KW31.

Wassertemperatur

Die Wassertemperaturen erreichten nach dem 25. Juli in der Bode bei Staßfurt, sowie in der Elbe schon ein bedenkliches Niveau (Abb. 3). Hier ist der Unterschied der Wassertemperatur zwischen der Bode bei Groß Germersleben und der Bode bei Staßfurt bemerkenswert, da die Erwärmung des Flusswassers auf der Fließstrecke zwischen diesen beiden Stellen widerspiegelt.

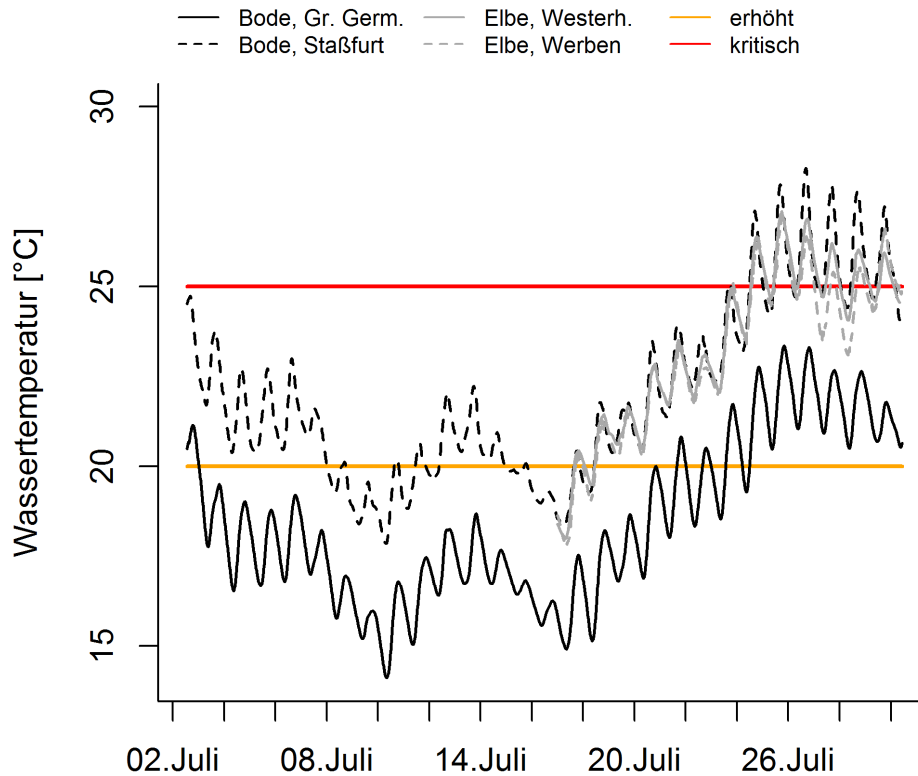


Abbildung 3: Wassertemperaturen an den vier Sondenstandorten im Zeitraum von 28 Tagen vor Erstellungsdatum dieses Berichts. Die farbigen, horizontalen Linien dienen der Einordnung des Gefährdungsniveaus für das Flussökosystem. **> 25 °C = kritischer Wertebereich, außerhalb des Verträglichkeitsbereichs für viele typische Fische und Wirbellose von Tieflandsflüssen (rot)** ; **20-25 °C = erhöhter Wertebereich (orange)** ; < 20 °C = natürlicher Wertebereich (Quinn et al., 1994).

Die Wirkung erhöhter Wassertemperaturen hängt von der zeitlichen Länge ab, mit der diese auftreten: kurze Warmphasen wirken weniger gefährdend auf Fließgewässerorganismen, als längere (Quinn et al., 1994). Erhöhte Temperaturen haben mehrere sekundäre Wirkungen auf das Flussökosystem. Sie verringern die Aufnahmekapazität des Wassers für Sauerstoff, was leichter zu Sauerstoffknappheit führen kann (Graeber et al., 2013). Erhöhte Wassertemperaturen können außerdem den Metabolismus des Flusses deutlich verändern, da sie die Aktivität von Mikroorganismen (Algen, Bakterien) signifikant beeinflussen, was zu erhöhter Algenproduktion (Paerl and Huisman, 2008) und auch erhöhtem Sauerstoffverbrauch durch Bakterien führen kann, und damit potentiell zu Sauerstoffübersättigung oder Sauerstoffzehrung.

Chlorophyll a

Hier werden die Messungen von Chlorophyll a im Freiwasser der Bode und Elbe dargestellt. Chlorophyll a wird dort durch Algen zum Betreiben der Photosynthese gebildet.

In Westerhüsen und Werben an der Elbe ist das Vorhandensein einer Algenblüte im Freiwasser aufgrund der hohen Chlorophyll a Konzentration anzunehmen (Abb. 4). Die Konzentration des

Chlorophyll a nahm im Längsverlauf von Westerhüsen nach Werben zu, was auf die Vermehrung der Algen im zwischen diesen beiden Standorten schließen lässt. Gleichsam war die Chlorophyll a Konzentration im Freiwasser an den Standorten der Bode konstant niedrig. Die Lichtabhängigkeit der Algenkonzentration wird an den Tag-Nacht Gängen des Chlorophyll a sichtbar (Abb. 4).

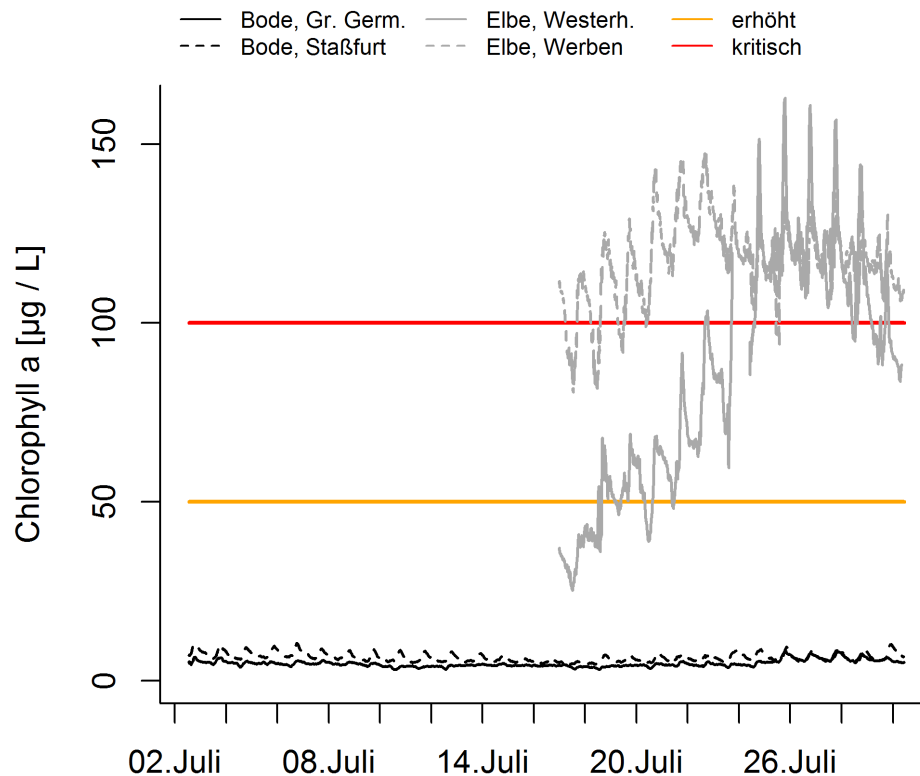


Abbildung 4: Chlorophyll a Konzentrationen an den vier Sondenstandorten im Zeitraum von 28 Tagen vor Erstellungsdatum dieses Berichts. Die farbigen, horizontalen Linien dienen der Einordnung des Gefährdungsniveaus für das Flussökosystem. Hier wird Chlorophyll a im Freiwasser gemessen und wird dort durch Algen zum Betreiben der Photosynthese gebildet. **> 100 µg / L kritischer Wertebereich, deutlicher Hinweis auf Algenblüte, erhöht den pH Wert und kann nach Absterben der Algen zu erhöhter Sauerstoffzehrung führen** ; **50 < 100 µg / L erhöhter Wertebereich** ; < 50 µg / L natürlicher Wertebereich (Bowes et al., 2012).

Das Auftreten erhöhter Algenkonzentrationen ist das Resultat erhöhter Wassertemperatur, hoher Lichtverfügbarkeit sowohl durch sonniges Wetter als auch durch geringe Wassertiefe, und, durch den niedrigen Durchfluss bedingt, erhöhter Wasseraufenthaltszeit. Hier wirken auch erhöhte Konzentrationen reaktiven, gelösten Stickstoffs (hauptsächlich Nitrat) und Phosphors (Phosphat) im Wasser der Elbe förderlich auf die Algenkonzentration, da deren hohe Verfügbarkeit die ressourcenbedingte Wachstumsbegrenzung der Algen größtenteils aufhebt (Allan and Castillo, 2007). Eine Algenblüte kann zu Sauerstoffzehrung im weiteren Verlauf eines Fließgewässers, bzw. im Ästuar führen, wenn die Algen absterben und zersetzt werden.

Sauerstoff

Weder an der Elbe noch an der Bode war eine problematische Sauerstoffkonzentration zu finden (Abb. 5, oberes Diagramm). Die Übersättigung mit Sauerstoff in der Elbe ist ein Resultat der Algenblüte (Abb. 5, unteres Diagramm). Die Sauerstoffkonzentration ist von der Algenaktivität abhängig. Dies zeigt sich deutlich in den Tag-Nacht Schwankungen der Sauerstoffkonzentration und -sättigung (Abb. 5).

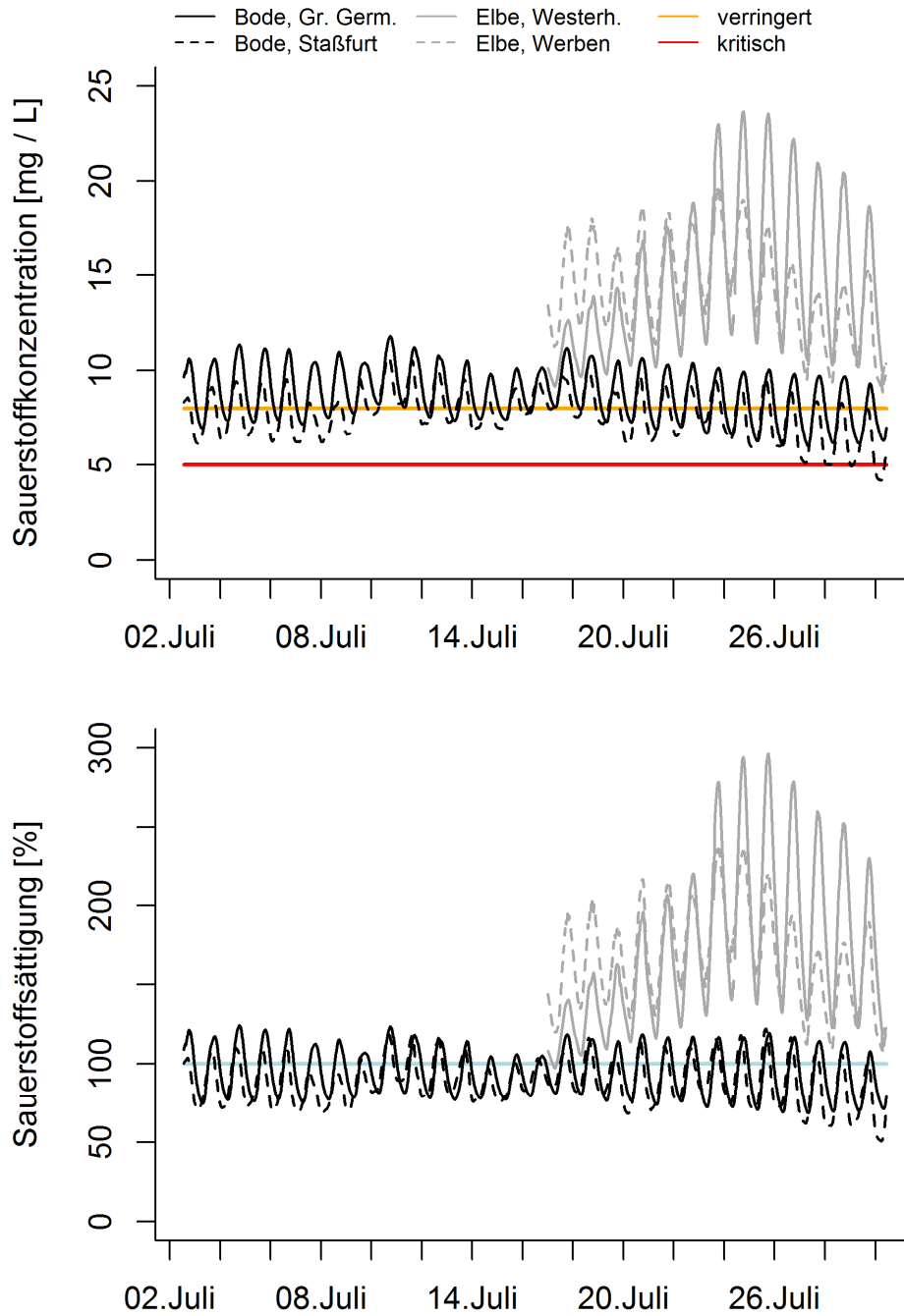


Abbildung 5: Sauerstoffkonzentrationen (oberes Diagramm) und Sauerstoffsättigung (unteres Diagramm) an den vier Sondenstandorten im Zeitraum von 28 Tagen vor Erstellungsdatum dieses Berichts. Die farbigen, horizontalen Linien im Diagramm der Sauerstoffkonzentration dienen der Einordnung des Gefährdungsniveaus für das Flussökosystem. Solche Gefährdungsniveaus können nicht per se für die Sauerstoffsättigung ermittelt werden, da nicht die Sättigung sondern die Konzentration des Sauerstoffs für Gewässerorganismen entscheidend ist. **> 5 mg / L = kritischer Wertebereich, wenn häufig auftretend, führen zu niedrige Sauerstoffgehalte zu erhöhter Mortalität und Drift typischer Fische und Wirbellose aus Tieflandsflüssen (rot)** ; **5-8 mg / L = verringerter Wertebereich, außerhalb des natürlichen Wertebereichs (orange)** ; **> 8 mg / L = natürlicher Wertebereich (Graeber et al., 2013).**

Zu hohe Sauerstoffkonzentrationen haben keine negativen Effekte auf das Flussökosystem. Zu niedrige Sauerstoffkonzentrationen < 3 mg / L, beziehungsweise < 5 mg / L führen bei vielen flusstypischen Wirbellosen, beziehungsweise Fischen zu erhöhter Mortalität (Graeber et al., 2013). Generell sind hier

nicht die mittleren Sauerstoffkonzentrationen entscheidend, sondern die täglichen Minima, welche durch die fehlende Sauerstoffproduktion von Algen und anderer autotropher Organismen im Dunkeln meist nachts auftreten (Graeber et al., 2013).

pH

Der pH-Wert an den Messorten der Bode, sowie der Elbe in Westerhüsen bewegt sich im natürlichen Bereich, der pH-Wert in Werben ist aber schon erhöht, allerdings noch nicht kritisch. Der enge Zusammenhang zwischen pH und Algenproduktion zeigt sich in den täglichen Schwankungen des pH-Werts, mit Maxima in der Mittagszeit oder nachmittags (Abb. 5).

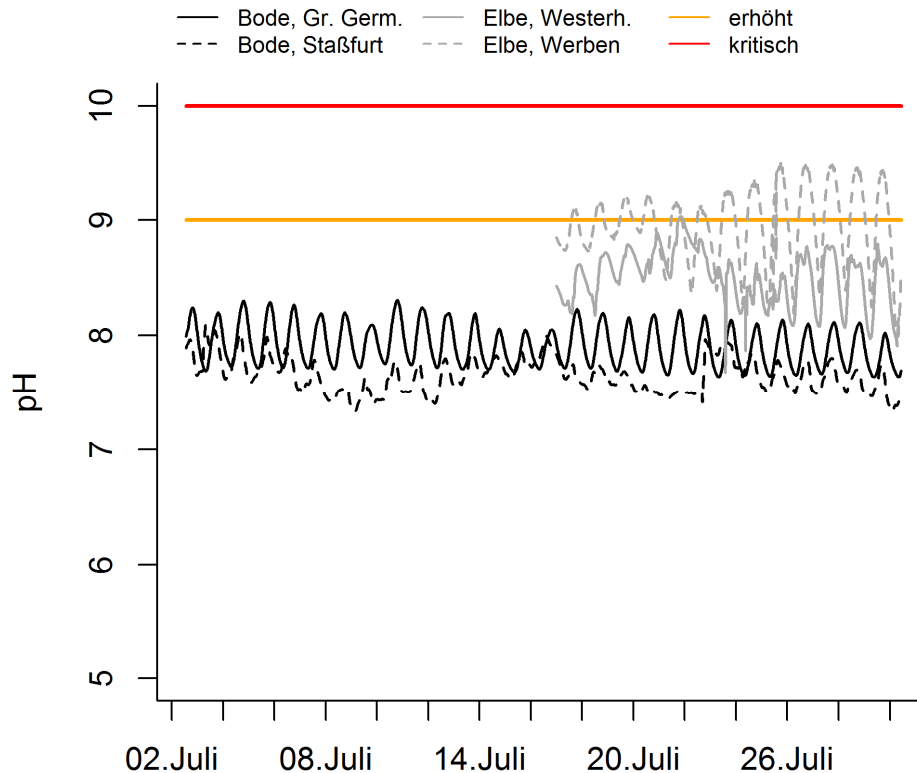


Abbildung 6: pH-Wert an den vier Sondenstandorten im Zeitraum von 28 Tagen vor Erstellungsdatum dieses Berichts (pH ~ 7: neutral, pH < 7: sauer, pH > 7: basisch). Die farbigen, horizontalen Linien dienen der Einordnung des Gefährdungsniveaus für das Flussökosystem. < > 10 kritischer Wertebereich, erhöhte Sterblichkeit von Fischen (nachgewiesen in Fischteichen), außerdem erhöhte Wahrscheinlichkeit des Auftretens potentiell gefährlicher Ammoniakkonzentrationen für alle Gewässerorganismen durch Verschiebung des Ammonium-Ammoniakgleichgewichts (rot) ; erhöhter Wertebereich, wahrscheinlich ungefährlich (orange) ; pH < 9 natürlicher Wertebereich, ungefährlich (Neif et al., 2017; Wurts and Durborow, 1992).

Der pH-Wert beeinflusst Flussökosysteme direkt, denn zu hohe (pH > 10) oder zu niedrige (pH < 5) pH Werte führen zu erhöhter Mortalität von Fischen (z.B. Wurts and Durborow, 1992) und Wirbellosen (z.B. McCahon et al., 1989). Hier liegt der Fokus normalerweise auf sauren, schlecht gepufferten Fließgewässern. Allerdings könnte die übermäßige Algenproduktion in der Elbe zu basischen pH-Werten im kritischen Wertebereich führen.

Gefährdungstendenzen

Aufgrund der vorherrschenden Trockenheit ist weder bei Wasserstand noch bei Durchfluss mit einer Entspannung, sondern mit einer weiteren Verschärfung der Lage zu rechnen. Es besteht die Gefahr,

dass sich der Wasserstand bei weiterhin ausbleibendem Regen nochmal deutlich verringert und wir gegen Ende August einen Wasserstand in der Elbe bei Magdeburg finden werden, welcher den bisherigen Tiefstwasserstand von 46 cm vom 26.08.2018 unterschreitet.

Die gleichzeitig hohen Lufttemperaturen, welche für die nächsten Tage vorhergesagt sind, werden einem Absinken der Wassertemperaturen entgegenwirken. Im Zusammenspiel mit dem niedrigen Durchfluss könnte das für eine weiterhin starke Algenblüte sorgen.

Für eine deutliche Entspannung der Situation sind langanhaltende Regenfälle notwendig, welche das Wasserdefizit der Böden im Elbe- und Bodeinzugsgebiet signifikant verringern müssten. Dies ist innerhalb der nächsten Wochen unwahrscheinlich. Der Dürremonitor des UFZ (<https://www.ufz.de/index.php?de=37937>) gibt detaillierte Auskunft zum Wasserdefizit der Böden.

Datenquellen und Parameter der Messungen

Die Wasserchemiedaten entstammen dem Helmholtz-Projekt "MOSES", welches derzeit am UFZ durchgeführt wird. Die Wasserstands- und Durchflussdaten entstammen der Hochwasservorhersagezentrale (HVZ) des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (<https://hochwasservorhersage.sachsen-anhalt.de>). Die kennzeichnenden Wasserstände für die Pegel an der Elbe entstammen der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, und wurden am 24.07.2019 der Seite <https://www.pegelonline.wsv.de> entnommen. Alle anderen gewässerkundlichen Hauptwerte entstammen der HVZ und wurden am 24.07.2019 der Seite <https://hochwasservorhersage.sachsen-anhalt.de> entnommen. Alle sonstigen Wasserstands- und Durchflusswerte wurden der Seite <https://hochwasservorhersage.sachsen-anhalt.de> am jeweiligen Berichtsdatum entnommen.

Elbe

1. Fähre Werben, Daten vom UFZ: Wassertemperatur, pH, Sauerstoff, Chlorophyll a; Daten der HVZ (Pegel Wittenberge): Wasserstand, Durchfluss
2. Fähre Westerhüsen, Daten vom UFZ: Wassertemperatur, pH, Sauerstoff, Chlorophyll a; Daten der HVZ (Pegel Magdeburg, Strombrücke): Wasserstand, Durchfluss

Bode

1. Groß-Germersleben, Daten vom UFZ: Wassertemperatur, pH, Sauerstoff, Chlorophyll a; Daten der HVZ (Pegel Hadmersleben): Wasserstand, Durchfluss
2. Staßfurt, Daten vom UFZ: Wassertemperatur, pH, Sauerstoff, Chlorophyll a; Daten der HVZ (Pegel Hadmersleben): Wasserstand, Durchfluss

Literatur

Allan, J.D., Castillo, M.M., 2007. Stream ecology, 2nd ed. Springer.

Bowes, M.J., Gozzard, E., Johnson, A.C., Scarlett, P.M., Roberts, C., Read, D.S., Armstrong, L.K., Harman, S.A., Wickham, H.D., 2012. Spatial and temporal changes in chlorophyll-a concentrations in the River Thames basin, UK: Are phosphorus concentrations beginning to limit phytoplankton biomass? *Science of The Total Environment* 426, 45–55. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.056>

Castella, E., Bickerton, E., Armitage, P.D., Petts, G.E., 1995. The effects of water abstractions on invertebrate communities in U.K. Streams. *Hydrobiologia* 308, 167–182.

Graeber, D., Pusch, M., Lorenz, S., Brauns, M., 2013. Cascading effects of flow reduction on the benthic invertebrate community in a lowland river. *Hydrobiologia* 717, 147–159.

McCahon, C.P., Brown, A.F., Poulton, M.J., Pascoe, D., 1989. Effects of acid, aluminium and lime additions on fish and invertebrates in a chronically acidic welsh stream. *Water, Air, and Soil Pollution* 45, 345–359. <https://doi.org/10.1007/BF00283463>

Mitrovic, S.M., Oliver, R.L., Rees, C., Bowling, L.C., Buckney, R.T., 2003. Critical flow velocities for the growth and dominance of *Anabaena circinalis* in some turbid freshwater rivers. *Freshwater Biology* 48, 164–174. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00957.x>

Neif, É.M., Graeber, D., Rodrigues, L., Rosenhøj-Leth, S., Jensen, T.M., Wiberg-Larsen, P., Landkildehus, F., Riis, T., Baattrup-Pedersen, A., 2017. Responses of benthic algal communities and their traits to experimental changes in fine sediments, nutrients and flow. *Freshwater Biology* 62, 1539–1550. <https://doi.org/10.1111/fwb.12965>

Paerl, H.W., Huisman, J., 2008. Blooms Like It Hot. *Science* 320, 57–58. <https://doi.org/10.1126/science.1155398>

Quinn, J.M., Steele, G.L., Hickey, C.W., Vickers, M.L., 1994. Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 28, 391–397. <https://doi.org/10.1080/00288330.1994.9516629>

Wurts, W.A., Durborow, R.M., 1992. Interactions of pH, Carbon Dioxide, Alkalinity and Hardness in Fish Ponds. SRAC Publication 4.