

## Steigerung der Naturnahrung zur Förderung einer nachhaltigen und ökologischen Produktion in der Karpfenteichwirtschaft

Increasing the natural yield in carp ponds to promote sustainable and ecological carp farming

**FKZ: 15NA069 und 15NA079**

**Koordination des Verbundvorhabens:**

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Institut für Fischerei

Greiendorfer Weg 8, 91315 Höchstadt

Tel.: +49 9193 508900

Fax: +49 9193 4414

E-Mail: martin.oberle@lfl.bayern.de

Internet: www.lfl.bayern.de

**Autoren:**

Oberle, Martin; Kallert, Dennis; Masilko, Jan; Loy, Christina; Wiesmeier, Martin

Gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft.

Die inhaltliche Verantwortung für den vorliegenden Abschlussbericht inkl. aller erarbeiteten Ergebnisse und der daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen liegt beim Autor / der Autorin / dem Autorenteam. Bis zum formellen Abschluss des Projektes in der Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft können sich noch Änderungen ergeben.

# **Steigerung der Naturnahrungsproduktion in der Karpfenteichwirtschaft zur Förderung einer nachhaltigen und ökologischen Produktion in der Karpfenteichwirtschaft (NatKa)**

## **Schlussbericht**

### **Zuwendungsempfänger:**

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft  
Institut für Fischerei  
Weilheimer Str. 8  
82319 Starnberg  
FKZ: 2815NA069

KALLERT & LOY GbR  
Birkenweg 11  
91325 Adelsdorf  
FKZ: 2815NA079

### **Laufzeit des Vorhabens:**

01.02.2016 – 31.08.2019

Gefördert mit Mitteln des Bundesprogramms  
Ökologischer Landbau

**BÖLN**

---

Bundesprogramm Ökologischer Landbau  
und andere Formen nachhaltiger  
Landwirtschaft

Autoren: Dr. Martin Oberle (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei)  
Dr. Jan Masilko (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei)  
Dr. Dennis M. Kallert (Kallert & Loy GbR)  
Christina Loy (Kallert & Loy GbR)  
Dr. Martin Wiesmeier (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Ökologischen  
Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz)

Kontaktperson: Dr. Martin Oberle  
Leiter der Außenstelle für Karpfenteichwirtschaft, Institut für Fischerei,  
Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft  
Greiendorfer Weg 8, 91315 Höchstadt  
martin.oberle@lfl.bayern.de

# Inhaltsverzeichnis

ABKÜRZUNGEN .....	5
EINFÜHRUNG .....	7
WISSENSCHAFTLICHER UND TECHNISCHER STAND AN DEN ANGEKNÜPFT WURDE.....	7
MATERIAL & METHODEN .....	10
WASSERPARAMETER.....	10
<b>Probennahme .....</b>	<b>10</b>
<b>Physikalische Parameter .....</b>	<b>10</b>
<b>Chemische Parameter .....</b>	<b>10</b>
<b>Chlorophyll .....</b>	<b>11</b>
<b>Blaualgenpigmente .....</b>	<b>12</b>
<b>ANALYSE TEICHBÖDEN.....</b>	<b>12</b>
<b>Beprobung aus gefüllten Teichen .....</b>	<b>12</b>
<b>Beprobung aus abgelassenen Teichen .....</b>	<b>13</b>
<b>Corg, Nt und pH .....</b>	<b>13</b>
<b>Katalase-Aktivität .....</b>	<b>13</b>
<b>Mikrobielle Biomasse .....</b>	<b>13</b>
<b>ANALYSE DER DÜNGEMITTEL.....</b>	<b>14</b>
<b>Trockensubstanz (TS).....</b>	<b>14</b>
<b>Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel .....</b>	<b>14</b>
<b>Phosphor.....</b>	<b>14</b>
<b>SAMPLING &amp; AUSWERTUNG NÄHRTIERAUFKOMMEN .....</b>	<b>15</b>
<b>Phytoplankton .....</b>	<b>15</b>
<b>Rotatoria.....</b>	<b>16</b>
<b>Zooplankton.....</b>	<b>16</b>
<b>Methodenvergleich Zooscan.....</b>	<b>19</b>
<b>Benthos.....</b>	<b>20</b>
<b>VERSUCHSAUFBAU .....</b>	<b>22</b>
<b>Versuchsteiche.....</b>	<b>22</b>
<b>Runde Plastik-Versuchseinheiten (RPE) .....</b>	<b>22</b>
<b>Kleine runde Plastik-Versuchseinheiten (KRPE) .....</b>	<b>22</b>

VERSUCHSANSÄTZE .....	23
<b>Organische Düngung in RPE .....</b>	<b>23</b>
Düngung ohne Fischbesatz .....	23
Organische Düngung mit Fischbesatz .....	24
<b>Produktionsteiche.....</b>	<b>25</b>
Strohdüngung .....	25
Belüftung .....	26
<b>Steigerung der Naturnahrung im Frühjahr (Gründüngung).....</b>	<b>27</b>
Versuchsteiche (Versuch 1) .....	27
RPE (Versuch 2) .....	27
KRPE (Versuch 3) .....	27
MONITORING.....	29
EINFLUSS DES WINTERLICHEN AUSGEFRIERENS UND DES SÖMMERNS AUF DIE QUALITÄT VON TEICHBÖDEN.....	29
<b>Versuchseinheit I: Kleine Behälter 12 L (KE) .....</b>	<b>29</b>
<b>Versuchseinheit II: Grosse Behälter mit 600 L Inhalt (GB) .....</b>	<b>29</b>
<b>Versuchseinheit III: Versuche in Teichparzellen (TPR) .....</b>	<b>30</b>
STATISTISCHE METHODEN .....	31
ERGEBNISSE .....	32
WASSERPARAMETER.....	32
<b>Gründüngung Versuch 2 (RPE, 2018) (IFI) .....</b>	<b>32</b>
<b>Gründüngung Versuch 3 (KRPE, 2019) (KUL).....</b>	<b>34</b>
<b>RPE-Versuche ohne Fischbesatz (2016).....</b>	<b>37</b>
Routinemesswerte (IFI) .....	37
Spezielle Wasseranalytik (KUL) .....	39
<b>RPE-Versuche mit Fischbesatz (2017) .....</b>	<b>46</b>
Routinemesswerte (IFI) .....	46
Spezielle Wasseranalytik (KUL) .....	47
<b>Monitoring 2016 .....</b>	<b>56</b>
Routinemesswerte (IFI) .....	56
Spezielle Wasseranalytik (KUL) .....	57
<b>Monitoring 2017 .....</b>	<b>61</b>
Routinemesswerte (IFI) .....	61
Spezielle Wasseranalytik (KUL) .....	62
<b>Strohdüngung in besetzten Abwachsteichen (2016) .....</b>	<b>66</b>
Routinemesswerte (IFI) .....	66
Spezielle Wasseranalytik (KUL) .....	66
<b>Strohdüngung in besetzten Abwachsteichen (2017) .....</b>	<b>69</b>
Routinemesswerte (IFI) .....	69
Spezielle Wasseranalytik (KUL) .....	70

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

<b>Strohdüngung in besetzten Abwachsteichen (2018)</b> .....	<b>73</b>
Routinemesswerte ( <i>IFI</i> ) .....	73
<b>Versuche Belüftung 2016</b> .....	<b>74</b>
Routinemesswerte ( <i>IFI</i> ) .....	74
Spezielle Wasseranalytik ( <i>KUL</i> ) .....	76
<b>EINFLÜSSE AUF DIE QUALITÄT VON TEICHBÖDEN (<i>IFI, LFL</i>)</b> .....	<b>78</b>
<b>Düngeversuche in RPE ohne Fischbesatz</b> .....	<b>78</b>
<b>Düngeversuche in RPE mit Fischbesatz</b> .....	<b>80</b>
<b>Vergleich der Teichgebiete Aischgrund und Oberpfalz</b> .....	<b>82</b>
Monitoring 2016 .....	82
Monitoring 2017 .....	82
<b>Strohdüngung in besetzten Abwachsteichen 2016</b> .....	<b>83</b>
<b>Einflüsse der Trockenlegung auf die Qualität von Teichböden</b> .....	<b>84</b>
<b>Einflüsse der Belüftung auf die Qualität der Teichböden</b> .....	<b>91</b>
<b>NÄHRTIERAUFKOMMEN (<i>KUL</i>) UND FISCHERTRÄGE (<i>IFI</i>)</b> .....	<b>92</b>
<b>Düngeversuche in RPE ohne Fischbesatz</b> .....	<b>92</b>
Phytoplankton.....	92
Zooplankton .....	92
Benthos (Sedimentgreifer) .....	96
Benthos (Kick-Sample Netz).....	99
<b>Düngeversuche in RPE mit Fischbesatz</b> .....	<b>101</b>
Phytoplankton.....	101
Zooplankton .....	102
Benthos.....	111
Fischertrag .....	113
<b>Versuche zur Steigerung der Naturnahrung im Frühjahr durch Gründüngung und organische Fertilisation</b> .	<b>113</b>
Gründüngung Versuch 1.....	113
Gründüngung Versuch 2 (RPE, 2018) .....	114
Gründüngung Versuch 3 (KRPE, 2019) .....	116
<b>Versuche in Abwachsteichen</b> .....	<b>120</b>
Strohdüngung 2016.....	120
Zooplankton.....	120
Benthos.....	122
Fischertrag .....	124
Strohdüngung 2017 .....	125
Fischertrag .....	125
Strohdüngung 2018.....	125
Fischertrag .....	125
Belüftung .....	126
Zooplankton.....	126
Benthos.....	128
Fischertrag .....	130

<b>Monitoring</b> .....	<b>130</b>
Vergleich Tirschenreuth – Aischgrund 2016.....	130
Zooplankton.....	130
Benthos.....	134
Fischertrag.....	136
Vergleich Tirschenreuth – Aischgrund 2017.....	137
Zooplankton.....	137
Benthos.....	141
Fischertrag.....	142
<b>Methodenvergleich Zooscan</b> .....	<b>143</b>
<b>DISKUSSION</b> .....	<b>146</b>
<b>ORGANISCHE DÜNGUNG UND WASSERCHEMIE</b> .....	<b>147</b>
Wasserqualität.....	<b>147</b>
Trophische Parameter .....	<b>149</b>
<b>ORGANISCHE DÜNGUNG UND TEICHBODENQUALITÄT</b> .....	<b>153</b>
Nährstoffgefüge.....	<b>153</b>
<b>EINFLUSS ORGANISCHER DÜNGUNG AUF KARPFFENNÄHRTIERE</b> .....	<b>153</b>
Phytoplankton.....	<b>153</b>
Rotatorien.....	<b>154</b>
Crustaceen.....	<b>155</b>
Benthische Nährtiere.....	<b>156</b>
<b>FISCHERTRAG NACH ORGANISCHER DÜNGUNG</b> .....	<b>157</b>
<b>EFFEKT ALTERNATIVER METHODEN AUF DIE STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG UND DIE BODENQUALITÄT</b> .....	<b>158</b>
<b>Teichbelüftung</b> .....	<b>158</b>
<i>Auswirkung des winterlichen Trockenlegens, des Sömmerns sowie der Kalkung auf den Teichboden</i> .....	<b>159</b>
<b>EINFLUSS VON FISCHBESATZ AUF DIE TEICHBIOLOGIE</b> .....	<b>161</b>
<b>SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE PRAXIS</b> .....	<b>162</b>
<b>GEGENÜBERSTELLUNG DER GEPLANTEN ZU DEN ERREICHTEN ZIELEN</b> .....	<b>163</b>
<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>164</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>165</b>
<b>LITERATURVERZEICHNIS</b> .....	<b>166</b>
<b>PROJEKTBEZOGENE VERÖFFENTLICHUNGEN UND VORTRÄGE</b> .....	<b>171</b>
<b>DANKSAGUNG</b> .....	<b>171</b>

# Abkürzungen

A	Teich mit Belüfter
APC	Allophycocyanin
Canorg	Carbonat- Kohlenstoff-Gehalt
Corg	Organischer Kohlenstoff-Gehalt
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Ct	Gesamtkohlenstoff-Gehalt
EtOH	Ethanol
EW KAT-ZA	Mikrobielle Aktivität
FAO	Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen
GÄ	Biogas-Gärrest
GB	Grosse Behälter
Gesam. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Gesamt-Phosphat
GR	Grasschnitt
GT	Erdteich
He	Heu
K	Kontrolle
KE	Kleine Behälter
FK	Fulton-Koeffizient
KRPE	Kleine runde Plastik-Versuchseinheit
L	Liter
Mi	Mist
MW-Biomasse	Mikrobielle Biomasse
MW	Mittelwert
n	Anzahl der Proben
N	Stickstoff
Nt	Gesamtstickstoff-Gehalt
P	Phosphor
PC	Phycocyanin
PE	Phycoerythrin
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – CAL	Pflanzenverfügbare Phosphor (lösliches Phosphat)
RM	Rindermist



## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Ro	Roggen
RPE	Runde Plastik-Versuchseinheit (Enclosure)
S	Stroh
SL	Standardlänge
SBV	Säurebindungsvermögen
SD	Standardabweichung
SE	Standardfehler des Mittelwerts
TM	Trockenmasse
TP	Gesamtphosphor
TRP	Teichparzellen
TS	Trockensubstanz

# Einführung

In Deutschland wird die Fischerei heute als Teil der nationalen Bioökonomie begriffen. Derzeit zielen viele Bestrebungen auf die Erhöhung der inländischen Eiweißproduktion im Rahmen der Eiweißpflanzenstrategie des BMELV. Die Eiweißversorgung aus der Natur macht die Karpffenteichwirtschaft einzigartig im Vergleich zu anderen Aquakulturverfahren, so dass prinzipiell auf Zufütterung sowohl der knappen und ökologisch bedenklichen Ressource Fischmehl, als auch auf Protein pflanzlicher Herkunft verzichtet werden könnte. Diese Nachhaltigkeit ist der Grund dafür, dass der Karpfen von Umweltverbänden als die Fischart eingeordnet wird, die aus ökologischer Sicht unbedenklich verzehrt werden kann.

Trotz weitgehend naturnaher Aufzucht haben Karpffenteichwirte heute große Probleme mit der Wirtschaftlichkeit der Produktion, weshalb die Zahl traditioneller Betriebe sinkt. Eine Herausforderung bei der Bewirtschaftung stellt die bei Weitem zu geringe Nutzung der natürlichen Produktionskapazität der Teiche dar. Mit sinkendem Anteil der Naturnahrung in der Ernährung der Fische leidet jedoch vor allem der Gesamtertrag, die Teichbiologie und die Qualität des lokalen Produktes Karpfen (Oberle, 1995; Bräutigam, 2001; Aas & Oberle, 2009). Die Maßgaben für eine ökologische Erzeugung von Fisch können durch verbesserte, den heutigen und lokal unterschiedlichen Bedingungen angepasste Management-Strategien noch signifikant gestärkt werden. Durch eine Steigerung der Erzeugung von Naturnahrung im Teich kann sowohl mehr wertvolles Protein mit allen für die Fischernährung essentiellen Aminosäuren, als auch mehr Lipid mit langkettigen omega-3 Fettsäuren gebildet werden. Das Endprodukt Fisch würde durch die substantielle Steigerung der natürlichen Produktion zu einem hochqualitativen, aus intrinsisch nachwachsenden Rohstoffen erzeugtem Lebensmittel, welches unter maximaler ökologischer Nachhaltigkeit mit geringstem Futtermiteinsatz produziert wird. Teichwirte benötigen dafür jedoch dringend wichtige praxisnahe Erkenntnisse und konkrete Hilfestellungen zur optimalen Nutzung ihrer Flächen.

Benötigt werden daher Maßnahmen zur signifikanten Steigerung der Naturnahrungsproduktion in Teichen unter den aktuellen Umweltbedingungen unter der Maßgabe einer ökologisch-nachhaltigen Produktion. Dies wäre ein bedeutender Schritt hin zur ökonomisch sinnvollen Verbesserung des Ertrags und der Qualität bei gleichzeitig ökologisch-nachhaltiger Produktion. Die zentrale Frage dieser Untersuchung lautete daher, mit welchen einfachen, ökonomisch und ökologisch sinnvollen Mitteln entlang der trophischen Kette die Produktion von makrobiotischer Naturnahrung im klassischen Karpffenteich effektiv gefördert werden könnte. Dies muss unter Vermeidung negativer ökologischer Begleiterscheinungen erfolgen, weshalb eine möglichst genaue Evaluierung sinnvoller Maßnahmen vonnöten ist.

## Wissenschaftlicher und technischer Stand an den angeknüpft wurde

Die Naturnahrung ist in der Karpffenteichwirtschaft in verschiedener Hinsicht von großer Bedeutung. Wurde früher noch auf eine kohlenhydratlastige Fütterung der Karpfen gesetzt um genug Wachstum zu erzeugen, ist eigentlich seit langem klar, dass Zufütterung mit Getreide o.ä. nur in vergleichsweise geringen Mengen zusätzlich zur Naturnahrung erfolgen sollte (Wunder & Seiler, 1935). Deren hoher Anteil in der Fischnahrung stellt eine Richtlinie für verschiedene Verbände bei der Produktion von Bio-Karpfen dar. Daneben ist sie Voraussetzung für die nach Verordnung (EG) Nr. 510/2006 in Bayern geschützten Herkunftsangaben „Aischgründer Karpfen“, „Frankenkarpfen“, und „Oberpfälzer

Karpfen“. Ein hoher Naturnahrungsanteil beeinflusst den Fettgehalt und das Fettsäuremuster in Karpfen äußerst günstig (Bräutigam, 2001; Oberle, 1995; Oberle et al., 1997a; 1997b; 1998; Schlüter et al., 1998; Schwarz et al., 1998; Oberle & Wedekind, 1999; Oberle & Schwarz; 2001). Dies ist in der traditionellen Teichwirtschaft letztendlich enorm wichtig für die Beurteilung der Speisefischqualität durch den Verbraucher (Oberle, 2008; Aas & Oberle, 2010). Die Naturnahrung besteht v.a. aus Zooplankton, Benthos (Insektenlarven, Mollusken und Oligochaeten) welche wiederum Mikroorganismen (Bakterien, Rädertiere), Algen und Phytalauftwuchs konsumieren. Sie weist sehr hohe Eiweißgehalte sowie einen hohen Gehalt aller für Fische essentiellen Aminosäuren und Fettsäuren auf (Schwarz et al., 1995). Zum Zwecke einer besseren Rentabilität wird in der traditionellen Karpfenteichwirtschaft dennoch meist Getreide zugefüttert und der Besatz erhöht, was erhöhte Fettgehalte und einen negativen Einfluss auf die Teichbiologie mit sich bringt.

Die Düngung in der Teichwirtschaft war bereits vor über 100 Jahren ein grosses Thema in der teichwirtschaftlichen Forschung und Praxis (Demoll, 1925; Probst, 1934; Walter, 1934). Insbesondere die Mineraldüngung und hierbei die Ausbringung von Phosphor führten zu grossen Ertragszuwächsen. Seit etwa einem halben Jahrhundert wird dem Thema Düngung in der Teichwirtschaft kaum Beachtung geschenkt. In vielen Fällen kam es durch Nährstofffrachten aus Kommunen und der Landwirtschaft zu eutrophen Verhältnissen in der Teichwirtschaft mit zahlreichen damit verbundenen Problemen. Daher trat die Beachtung der optimalen Nährstoffversorgung in der Teichwirtschaft in den Hintergrund. Dort wo es jahrzehntelang zur Eutrophierung kam ist häufig durch die Verbesserung der Klärtechnik, der Phosphorelimination von Kläranlagen, gestiegenen Anforderungen bei der Lagerung von Silage, Gülle und Mist und einer strengeren Düngemittelverordnung in der Landwirtschaft zu einer langsamen Verbesserung der Situation in der Teichwirtschaft. Die Beurteilung der Nährstoffsituation in Teichen, die keine oder nur wenig externen Nährstoffeinträge hatten, ist schwierig. Die Beurteilung der Düngebedürftigkeit in der Teichwirtschaft ist ungleich problematischer als im Ackerbau, da die Fruchtbarkeit ganz wesentlich von der Nachlieferung von CO<sub>2</sub> und weiteren Nährstoffen vom Teichboden in das Teichwasser abhängt (Proske, 2019). Bislang war es dabei nicht möglich anhand einzelner Teichbodenanalysen Teichböden bezüglich des Nährstoffgehaltes einzuordnen, da es ausser älteren Untersuchungen (Bank, 1961) an neueren Untersuchungen und einer grösseren Zahl von untersuchten Teichböden fehlte. Die repräsentative Untersuchung von 88 Teichböden in Bayern von Oberle et al. (2016) ermöglicht eine aktuelle Beurteilung von Teichböden hinsichtlich ihres Phosphorgehaltes. Dabei stellt sich die Frage, ob nicht die jahrzehntelange Unterlassung der Teichdüngung in vielen Fällen zu einem Mangel an Nährstoffen geführt hat. Daher wird in vorliegender Untersuchung der Phosphorversorgung der Teiche ein verstärktes Augenmerk geschenkt.

Verschiedene Maßnahmen zur Steigerung der Naturnahrung sind seit Langem Gegenstand der Fischereiforschung (Merla, 1963a; 1963b; 1965; Schäperclaus, 1961). Damals existierten jedoch völlig andere Rahmenbedingungen, weshalb heute ein Umdenken erforderlich ist. Phosphor war in vielen Fällen noch ein Minimumfaktor bei der Teichdüngung (Bauer, 1991). Es erfolgten daher meist eine anorganische Phosphordüngung sowie der Einsatz weiterer mineralischer Düngemittel und Nährstoffquellen (Müller, 1969). Heute herrschen durch die Anreicherung von Nährstoffen in der Landschaft durch die Intensivierung in der Landwirtschaft und durch den starken Eintrag von Sedimenten und Nährstoffen (Knösche et al., 1998) in vielen Teichen eutrophe Verhältnisse vor. Wichtig ist dabei, dass Teichböden in unterschiedlichem Maße Phosphor speichern (Oberle et al., 2015), welcher sich unter gewissen Voraussetzungen düngend im Teich auswirkt. Oft sind Algenblüten die Folge, die ohne entsprechende Zooplanktonproduktion einhergehen. Dies führt aufgrund der Photosyntheseleistung der autotrophen Plankter und deren Absterben zu sehr hohen

pH-Werten, die eine starke Belastung für die Fische darstellen, was durch den heute steigenden Mangel an Wasser noch verschärft wird. Übermäßige Algenblüten sind jedoch nicht nur ein Problem für die Fischgesundheit, sie repräsentieren auch eine in hohem Maße ungenutzte Menge an natürlichen Ressourcen (Smith, 1985). In jüngerer Zeit wurde daher kaum noch mineralisch gedüngt (Wedekind et al., 2014), womit die Bedeutung der organischen Düngung als Lieferant für das zur Photosynthese benötigte Kohlendioxid stieg (Geldhauser, 1992). Der Austausch von Nährstoffen an der Wasser-Sedimentgrenze ist dabei der Hauptfaktor für die Produktion von Fisch, da das Bodensubstrat bis zu 1000-fach mehr Nährstoffe speichern kann als das Wasser. Dabei hängt der Austausch v.a. von der Phosphor-Adsorption und diese wiederum von den pH-Verhältnissen ab. Höhere pH- Werte steigern die P-Freisetzung durch heterotrophe Aktivität, was wiederum die Primärproduktion erhöht (Biro, 1995).

Der Teichwirt könnte Naturnahrungserträge durch ein Bündel verschiedener Maßnahmen potentiell durchaus erhöhen. Nach wie vor existieren neben älterem Lehrbuchwissen und internationaler Fachliteratur, mit meist wenig Bezug zu hiesigen Verhältnissen, nur Erfahrungswerte einzelner Teichbewirtschafter bezüglich der effektiven Steigerung der natürlichen Produktivität von heimischen Karpffenteichen. Unklar sind insbesondere die bewirtschaftungs- und habitatbedingten Wirkungen auf die Naturnahrung, sowie die maßgeblichen Einflussgrößen die deren Aufkommen und damit den Ertrag bedingen. Hierzu zählen Wasserparameter ebenso wie Maßnahmen der Teichbodenbearbeitung, die Bodenbeschaffenheit, Teichdüngung, des Fischbesatzes, der Lichteinfall, die Teichtiefe, die Teicherwärmung und die Kalkung. Da hierbei jedoch viele Einflussgrößen wirken, ist eine eindeutige Evaluierung solcher Maßnahmen bislang nicht ausreichend erfolgt. Daher fehlen Teichwirten dringend benötigte Grundlagen zur Anpassung der Teichpflege und Bewirtschaftung auf aktuelle Rahmenbedingungen, insbesondere zur effizienten Steigerung der Naturnahrung im Teich.

Die intrinsische Produktion von Phytoplankton und Mikroorganismen im Frühjahr stellt dabei den Schlüssel für die Bildung von Fischnährtieren dar. Diese sollte nach Möglichkeit durch auf den jeweiligen Teich zugeschnittene Maßnahmen gefördert werden. Hierfür ist jedoch deutlich mehr Wissen über die trophischen Zusammenhänge im Teich erforderlich um geeignete Ansatzpunkte für eine gezielte ökologisch-nachhaltige Bewirtschaftung zu ermitteln. Zur optimalen Balance zwischen organischer Düngung, guter Nährtierentwicklung bei fischverträglicher Wasserchemie in deutschen Karpffenteichen, liegen nur wenige Ergebnisse aus Studien vor. Die Fruchtbarkeit des Teiches und in der Folge auch die Produktion an Naturnahrung ist stark von der mikrobiellen Aktivität im Teichboden abhängig. Bei älteren Betrachtungen wurden hierzu keine direkten Messungen angestellt, sondern es konnte nur eine indirekte Abschätzung über das Säurebindungsvermögen durchgeführt werden (Bank, 1959). Moderne Methoden ermöglichen eine direkte Messung der mikrobiologischen Aktivität im Teichboden, wodurch wesentlich effizienter Maßnahmen der Teichbodenbearbeitung verglichen und evaluiert werden können.

Ziel der vorliegenden Studie war daher die effektive Steigerung der Naturnahrung in Karpffenteichen durch eine Bewertung auf aktuelle Umweltbedingungen angepasster Behandlungsverfahren unter Verwendung innovativer methodischer Ansätze für eine ökonomischere, biologischere und nachhaltigere Produktion mit möglichst geringer Zufütterung. Basis der Studie ist eine fundierte Analyse der Effektivität alternativer und im Zuge des Vorhabens zu entwickelnder, ökonomisch wie ökologisch sinnvoller Maßnahmen zur Optimierung des Naturertrages anhand praxisnaher Freilandversuche, sowie eines Monitorings expliziter trophischer Parameter bewirtschafteter Teiche. Die Erprobung in eigens entwickelten experimentellen Ansätzen zur organischen Düngung und Teichmanagement sollte dabei die Ermittlung von „best practice“-Methoden zur optimalen Entwicklung von Fischnährtieren (Sekundärproduktion) und deren Nahrungsgrundlagen (Primärproduktion) ermöglichen.

# Material & Methoden

## Wasserparameter

### Probennahme

Die Entnahme von Wasserproben aus den runden Plastik-Versuchseinheiten (RPE) - Versuchen (Abb. 9) für die chemische Analyse und Ermittlung von Chlorophyll a und Phycocyanin-Gehalten erfolgte als gepoolte Schöpfprobe aus mittlerer Tiefe (30 cm unter der Wasseroberfläche) mittels eines 1 L Entnahmeschöpfers mit Teleskopstange an vier gegenüberliegenden Stellen der RPE. Zusätzlich erfolgte 2016 die Entnahme von je 2 L für die Phytoplanktonbestimmung (300 ml). Der Probentransport erfolgte gekühlt in Glasflaschen. Im Rahmen von Teichversuchen, Monitoring und Teichbelüftungsexperimenten wurden ebenfalls Wasserproben für laborchemische Analysen gesammelt, indem 2 L- (zur Pigment-Extraktion) und 0.5 L- (zur chemischen Wasseranalyse) Mischproben von fünf verschiedenen Stellen der Teiche (aus 40 cm Wassertiefe) unter Verwendung eines 1 L-Teleskop-Wasserprobennehmers (Winlab) entnommen wurden. Zur Pigment-Extraktion wurde durch 132 µm und zur chemischen Wasseranalyse durch 20 µm Nylongaze filtriert um Verunreinigungen, Trübstoffe sowie Planktonorganismen zu entfernen. Die Proben wurden bis zur Extraktion oder Analyse auf Eis gehalten.

### Physikalische Parameter

Die Leitfähigkeit wurde gemessen unter Verwendung eines Hanna HI 98129-Messgeräts, der pH-Wert unter Verwendung einer Mettler-Toledo pH-Elektrode kontrolliert. Im Feld erfolgte die Messung von Sauerstoff, pH und Temperatur mit dem WTW Multimeter (Multi 3410, Weilheim, Germany), die Messung des pH-Wertes mit dem WTW pH-meter (3110, Weilheim, Germany) und die Sichttiefe mit der Secchi- Scheibe.

### Chemische Parameter

Alle wasserchemischen Analysen wurden am Tag der Beprobung vorgenommen. Der zu wählende Messbereich wurde vorab mit Hilfe semiquantitativer Schnelltests (Aqualan-Fishwater Lab, Fluka Analytical) bestimmt. Trübe Proben wurden vor der weiteren Verwendung filtriert. Trophisch relevante chemische Wasserparameter wurden mit photometrischen Tests von Merck (s. Tab. 1) ermittelt. Die Wasseranalyse erfolgte durch validierte Methoden nach DIN, APHA (Standardmethode zur Untersuchung von Wasser und Abwasser) oder EPA (US Environmental Protection Agency). Die jeweiligen Kontrollen (entionisiertes Wasser, DW) und Standards (CombiCheck, Merck) wurden in jede Messung einbezogen. Für die Nitrit-Kalibrierung wurde ein Standard aus NaNO<sub>3</sub> angesetzt (0.01-1 mg/L). Die Gesamthärte wurde unter Verwendung des Merck-Kits Spectroquant-Nr. 1.00961 gemessen, während die Karbonathärte mit der Merck-MColorTest-Titrationsmethode (Cat. -No. 1.11103.0001) bestimmt wurde. Über diese kann auch der SBV-Wert berechnet werden. Die titrimetrische Ermittlung der Karbonathärte (MColor 1.11103.0001) konnte 1 °dH (0.36 mmol/L SBV) auflösen. Alle weiteren Parameter wurden photometrisch unter Verwendung eines Pharmacia Biochrom 4060 Spektrophotometers gemessen, wobei mitunter mit einem MN PF-10 Filterphotometer gegengemessen wurde. Thermische Aufschlüsse wurden in entsprechenden Gefäßen in einem Techne Dri-Bloc DB-3D Thermoblock durchgeführt. Die Ammoniumkonzentration (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) wurde (MColorTest<sup>TM</sup> Merck KGaA, Darmstadt, Deutschland) zusätzlich routinemässig semiquantitativ gemessen (kolorimetrisches Verfahren nach Nessler).

Tab. 1: Photometrische Merck Spectroquant Standardtests für die chemische Wasseranalyse.

Parameter	Messbereich (mg/L)	Methode	Cat.-No.
<b>Ammonium-N</b>	0.05 – 3.0	EPA 350.1, APHA 4500-NH <sub>3</sub> F, ISO 7150-1, DIN 38406-5	1.14538.0065/
<b>Ges.-Stickstoff</b>	1.0 – 25.0	Digestion DIN EN ISO 11905-1, Detection DIN 38405-9	1.14681.0495
<b>Nitrat</b>	0.5 – 15	DIN 38405-9	1.14554.0001
<b>Nitrit</b>	0.02 – 1.0	EPA 354.1, APHA 4500-NO <sub>2</sub> und DIN EN 26 777	1.14848.0002
<b>O-Phosphat</b>	0.05 – 5.0	EPA 365.2+3, APHA 4500-P E und DIN EN ISO 6878	1.14752.0002
<b>Ges.-Phosphat</b>	0.05 – 5.0	EPA 365.2+3, APHA 4500-P E und DIN EN ISO 6878	1.09713.0001
<b>CSB</b>	0.5 – 15.0	EPA 410.4, APHA 5220 D und APHA D1252-06 B, DIN ISO 15705	1.14776.0001
<b>Gesamthärte</b>	0.5 – > 10	-	1.00613.0001

Die Parameterkonzentrationen (CA) wurden unter Verwendung der Standardwerte und der Kontrollwerte (entionisiertes Wasser) berechnet, indem entweder Standardtrendlinien aus der grafischen Auftragung abgeleitet wurden, oder im Falle einer Einpunktkalibrierung mit Leerwert durch die Formel:

$$CA = C_{st} * \frac{EA - ER}{Est - ER}$$

E<sub>st</sub> = Extinktion Standard

C<sub>st</sub> = Konzentration Standard

E<sub>A</sub> = Extinktion Analyse

C<sub>A</sub> = Konzentration Analyse

E<sub>R</sub> = Extinktion Reagenzienleerwert

## Chlorophyll

Die Ermittlung des Gehalts an Chlorophyll-a und Phaeophytin folgte der Standardmethodik laut Arbeitsanweisung von WTW vom 23.06.17 nach DIN 38412. Grundlage hierbei ist die Vergleichsmessung nach quantitativer Überführung von Chlorophyll-a in Phaeopigmente (primäre Abbauprodukte des Chlorophyll - Phaeophytin und Phaeophorbide). Chlorophyll-a- und Phaeophytin-Gehalte wurden aus 1-1.5 L anfänglichem Probenvolumen (V<sub>Wasserprobe</sub>) gemessen. Probenwasser wurde hierzu durch Borsilikatglasfaserfilter (Macherey-Nagel Typ MN 85/70 BF) vakuumfiltriert und das Retentat auf dem Filter (Abb. 1) wurde mit 20 ml 90% Ethanol (V<sub>Extrakt</sub>) nach Erhitzen auf 75°C für 20 Minuten extrahiert und über Nacht im Dunkeln inkubiert. Die Extraktionsaufschlämmung wurde durch Papierfilter (Schleicher and Schuell 615 1/4) filtriert und die Absorption wurde unter Verwendung von 3 ml Extrakt in 10 mm Rechteck-Makroküvetten bei 665 nm vor (E<sub>Vor</sub>) und nach Zugabe von 20 µl 2 M HCl (E<sub>Nach</sub>) gemessen. In der Saison 2017 wurden die Glasfaserfilter nach Extraktion von 1 L Probenwasser exakt geteilt, um von einer Hälfte zusätzlich Blaualgenpigmente zu extrahieren. Es erfolgte eine entsprechende Umrechnung der Gehalte auf das Volumen Originalprobe bzw. µg/L.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Der Gehalt an Chlorophyll-a wurde gemäß folgender Formel berechnet:

$$C_{\text{chlorophyll-a}} = 29.6 * (E_{\text{vor}} - E_{\text{nach}}) * V_{\text{extrakt}} / V_{\text{wasserprobe}} * d$$

Phaeophytin-Level wurden gemäß folgender Formel berechnet:

$$C_{\text{Phaeopigmentgehalt}} = 20.8 * E_{\text{nach}} * V_{\text{extrakt}} / V_{\text{wasserprobe}} * d - C_{\text{chlorophyll-a}}$$

d: Schichtdicke Küvette

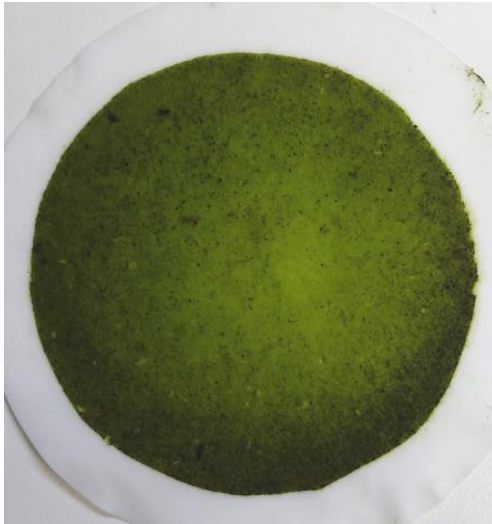


Abb.1: Filtrerrückstand (Borosilikatglasfaserfilter) aus Teichwasser zur Chlorophyllextraktion.

### Blualgenpigmente

Eine Näherung des Aufkommens an planktischen Cyanobakterien erfolgte über den wasserlöslichen Farbstoff der Phycocyanin (PC) durch ein Extraktionsprotokoll, welches auch bei geringen Konzentrationen gute Pigment-Ausbeute für relative quantitative Nachweise ermöglicht (Horvath et al, 2013). Die geteilten Filter aus der Chlorophyll-Extraktion (Abb. 1) wurden bei -20°C eingefroren, nach dem Auftauen in 15 ml 0.05 M Phosphatpuffer (pH 6.8) verbracht und wieder eingefroren. Nach dem Auftauen im Wasserbad bei 8°C wurden die Filter manuell zerkleinert, und per Sonifikation (Branson Sonifier 450, Output: 5, Duty Cycle 50 %, 90 s) der Zellaufschluss durchgeführt, was nach mehrmaligem Aufschütteln ein hydrophiles Extrakt ergab. Die Messung des Überstands erfolgte nach Abzentrifugieren der groben Bestandteile im Spektralphotometer bei 615 und 652 nm. Es erfolgte eine entsprechende Umrechnung der Gehalte auf 500 ml Originalprobe. Die Konzentrationsberechnung wurde mittels folgender Formel durchgeführt:

$$C_{\text{Phycocyanin}} = (E_{615} - 0.474 * E_{652}) / 5.34$$

### Analyse Teichböden

#### Beprobung aus gefüllten Teichen

Schlammproben für die chemische Analyse und die mikrobielle Aktivitätsmessung wurden unter Verwendung eines Eckman-Greifer-Probenehmers (225 cm<sup>2</sup>) aus mit Wasser gefüllten Versuchseinheiten (Teiche, RPE) von vier (bzw. drei Stellen in den RPE) zufällig ausgewählten Stellen gesammelt und eine Mischproben für jeden Teich hergestellt. Alle Schlammproben wurden tiefgekühlt bis zur Analyse bei -20°C aufbewahrt.

### Beprobung aus abgelassenen Teichen

Bei Versuchen zum Einfluss der Trockenlegung (winterliches Ausgefrieren, Sömmern) auf die Qualität der Teichböden waren die Versuchseinheiten nicht mit Wasser überstaut. Hier wurden die Sedimentproben mit einem runden Probenehmer mit einem Durchmesser von 10 cm bis zu einer Tiefe von 10 – 15 cm an vier Stellen durch Eindringen des Rohres und anschließendem Verschluss mittels Kelle ausgestochen (Versuchs-Teichparzellen, Grosse Behälter) und eine Mischprobe von 2.5 kg tiefgefroren in Plastikbeuteln gelagert. Bei den Versuchen in kleinen Eimern wurde jeweils der gesamte Inhalt eines Behälters gemischt und davon 2.5 kg entnommen und entsprechend der anderen Proben gelagert bei – 20°C.

### Corg, Nt und pH

Die Schlamm- und Sedimentproben wurden nach dem Auftauen in feuchtem Zustand auf 2 mm gesiebt, wobei größere organische Bestandteile bereits vor dem Sieben aussortiert wurden. Die gesiebte Probe wurde bei 40°C für 1-2 Tage getrocknet und anschließend auf 0.5 mm gemahlen. Die Gesamtkohlenstoff-Gehalte (Ct) und Gesamtstickstoff-Gehalte (Nt) wurden mit einem CN-Analysator (Vario-EL Cube, Elementar, Deutschland) nach trockener Verbrennung bei 1000°C bestimmt. Die Carbonat-C-Bestimmung (Canorg) erfolgte gasvolumetrisch nach Scheibler. Durch das Bilden der Differenz von Ct und Canorg wurde der organische Kohlenstoff-Gehalt (Corg) ermittelt. Der pH-Werte des Bodens wurde in 0.01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung in einem Boden-Lösungsverhältnis von 1:25 (g/ml) gemessen.

### Katalase-Aktivität

Die mikrobielle Aktivität wurde anhand des Katalase-Test nach Beck (1971) mit Anpassungen durchgeführt. Das Enzym Katalase spaltet toxisch wirkendes Wasserstoffperoxid zu Wasser und Sauerstoff und dient so den Mikroorganismen zur „Entgiftung“. Nach einer Einstellung der Bodenproben auf pH-Werte zwischen 6-7 wurde Wasserstoffperoxid zugegeben. Der in 3 Minuten abgespaltene Sauerstoff wurde manometrisch bestimmt.

### Mikrobielle Biomasse

Die mikrobielle Biomasse wurde mit der Substratinduzierten Respiration (SIR) nach Heinemeyer et al. (1989) bestimmt. Die SIR von Mikroorganismen beruht auf einer sofort einsetzenden verstärkten Atmung (CO<sub>2</sub>-Abgabe) von Mikroorganismen bei der Zugabe von Glukose – einer leicht verfügbaren Kohlenstoffquelle. Durch die SIR-Methode erfolgt eine indirekte Bestimmung der aktiven mikrobiellen Biomasse in Böden (Anderson and Domsch, 1978) unter Verwendung eines Infrarot-Gasanalytators (ADC Modell 225 MK3, England) nach Heinemeyer et al. (1989). Je 50 g Probe wurde in 23 Acrylglaszylinder zwischen zwei luftdurchlässigen Schaumstoff-Stopfen eingewogen und in der Anlage angeschlossen. Ein Acrylzylinder blieb leer und diente als Kontrolle (Blindwert). Mit einer Umschaltfrequenz von 2.5 min kann eine stündliche Messung aller 24 Acrylzylinder erfolgen. Nach 24 h Vorinkubation, werden die Proben bei 22°C mit Umgebungsluft durchströmt. Nach Zugabe von 0.2 g Glucose wird mit dem IR-Gasanalytator kontinuierlich die CO<sub>2</sub>-Konzentration der Probenluft mit der Außenluft verglichen. Die CO<sub>2</sub>-Produktionsrate wird unter Berücksichtigung der Gasdurchflussrate (ml min) und der Bodeneinwaage (in g) berechnet (in µg CO<sub>2</sub>/g/h). Die CO<sub>2</sub>-Konzentration ist proportional zur mikrobiellen Biomasse (in µg C/g) (Anderson and Domsch, 1978) und wird mit einem Konversionsfaktor von CO<sub>2</sub>-Produktion zu Biomasse C von f=30 berechnet. Der Quotient aus mikrobiellem und organischem Kohlenstoffgehalt des Bodens (Cmic/Corg) ist ein ökophysiologischer Parameter, der Aussagen über die C-Dynamik im Boden erlaubt.



## Analyse der Düngemittel

### Trockensubstanz (TS)

Es wurde die automatische Feuchtigkeitsbestimmung von pflanzlichen Produkten, Getreideprodukten und getrockneten Behälterinhalten der Bioenergie mittels Anwendung thermographischer Prinzipien angewandt. Dies erlaubt die automatische Endpunkt-Bestimmung und Kontrolle während des ganzen Trocknungsprozesses. Die Bestimmung erfolgt für pflanzliche Produkte, Getreide, Mehle, Substrate und Gärreste bei denen nur ein geringer Anteil flüchtiger Bestandteile zu erwarten ist. Die entsprechende DIN-Norm, bzw. Messvorschrift ist: „Bestimmung der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz“; Messmethoden-sammlung Biogas; 2. Auflage - 2013; Kapitel 3.1; Seite 23.

### Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel

Die Bestimmung der Elemente Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel erfolgt nach der Verbrennungsanalyse nach Dumas. Sie beruht auf der quantitativen, erschöpfenden Verbrennung der Probe in einer Sauerstoffatmosphäre. Dies geschieht bei 1350°C. Es entstehen die Verbrennungsgase CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub>, die quantifiziert werden und auf die entsprechenden Elementgehalte zurückgeführt werden. Die entsprechende DIN-Norm, bzw. Messvorschrift ist: „Bestimmung von Rohprotein mittels DUMAS-Verbrennungsmethode“, VDLUFA Band III Futtermitteluntersuchung, 5. Ergänzung (2004); Kapitel 4.1.2.

### Phosphor

Die Methode dient zur Bestimmung von Nährstoffen und Spurenelementen in Aufschlusslösungen von Düngemitteln, Wirtschaftsdüngern, Böden und Reststoffen. Dazu wird zunächst die wasserlösliche Phosphat Fraktion extrahiert und die Extraktionslösung zerstäubt und die Atome mittels eines induktiv gekoppelten Plasmas (Temperatur bis zu 10000 K) zur Aussendung von Licht angeregt. Das ermittelte Licht wird mit einem Gitter zerlegt. Ein Elektronenvervielfacher als Detektor wandelt Licht in elektrische Signale um. Simultan messende Spektrometer sind in der Lage sehr viele Emissionslinien zum gleichen Zeitpunkt zu erfassen. Die entsprechende DIN-Norm, bzw. Messvorschrift ist: „Bestimmung von ausgewählten Elementen in pflanzlichem Material und Futtermitteln mit ICP-OES“, VDLUFA Methodenbuch Band III Futtermitteluntersuchung, 6. Ergänzung (2006); Kapitel 10.8.2.

## Sampling & Auswertung Nährtieraufkommen

Zur Analyse des Nährtieraufkommens wurden zum Einen als deren Nahrungsgrundlage aus der natürlichen Primärproduktion das Phytoplanktonaufkommen und die Abundanz an Rotatorien betrachtet. Als wichtigste Nährtiere wurden in dieser Studie des Weiteren deren Hauptvertreter, planktische Crustaceen, Insektenlarven (v.a. Chironomidenlarven) und Oligochaeten behandelt. Diese wurden unterteilt in planktisch und benthisch vorkommende Vertreter (Abb. 2).

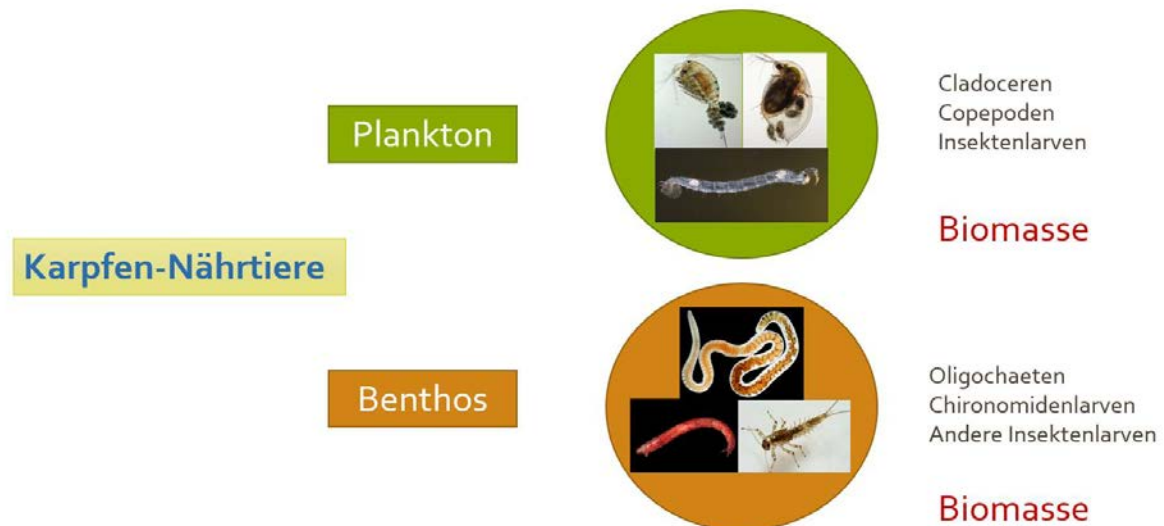


Abb. 2: Die wichtigsten Gruppen der Naturnahrung für Karpfen im Plankton und Benthos.

### Phytoplankton

Phytoplankton (Abb. 3) wurde aus 300 ml Wasserproben von 30-40 cm unterhalb der Oberfläche in Richtung der E-Mitte gewonnen. Die Proben wurden mit 2 ml Utermöhl-Lugol fixiert und in vertikalen Röhren (40 cm) für 48 h absedimentiert. Der Überstand wurde dann abgezogen und das Sediment wurde auf 5 ml gebracht und mit einem Tropfen Lugol-Lösung nachfixiert. Die Sichtung der Phytoplanktongehalte wurde mittels Licht- und Phasenkontrastmikroskopie in der Sedgwick-Rafter-Zählkammer durchgeführt.

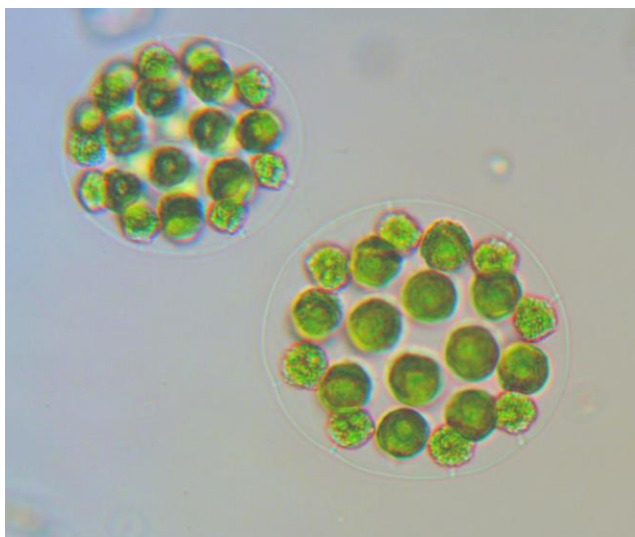


Abb. 3: Typische Grünalge *Eudorina* sp. in frischen Proben aus dem Teichgebiets-Monitoring 2016.

## Rotatoria

Beprobt wurden die Versuchsteiche aus dem Versuch Gründung 2017 mittels 4 x 5 L Schöpfproben, welche am Ufer entnommen wurden. Die 20 L Probe wurde vor Ort durch 200 µm Nylongaze vorfiltriert, dann mit 30 µm Gaze auf unter 150 ml eingeeengt. Im Labor wurden diese Proben mit 30 µm Filterröhrchen sodann weiter konzentriert, auf exakt 5 ml gebracht und mit je 60 µl 10% Histofix (Roth) fixiert. Die Auswertung erfolgt durch Auszählen nach Anfertigung von Serien von digitalen Mikroskopaufnahmen (Phasenkontrast) in einer Sedgwick-Rafter Zählkammer. Hierzu wurden pro Probe 40 willkürlich gewählte Quadrate der Zählkammer anhand der Fotografien auf enthaltene Rotatorien abgesucht. Dies ist gleichzusetzen mit einem gesamten Volumen von 0.525 µl der eingeeengten Probe, was wiederum 2.07 ml Originalvolumen an Teichwasser entspricht.

Im Frühjahr 2018 erfolgte die Beprobung im Rahmen des Gründungsversuchs aus 24 RPE an vier Terminen. Dies waren drei eng aufeinanderfolgende Tage an welchen das Wasser zunächst noch in die Teiche eingelaufen ist, (1. Termin = Nullprobe), 4. Termin eine Woche später (hier war das Wasser vollständig in die Teiche eingelaufen). Modus der Beprobung war wiederum die Entnahme von Schöpfproben aus einer Höhe an 4 verschiedenen Stellen der RPE mit einer 2.5 L- Schöpfkelle, welche gepoolt insgesamt 10 L ergaben. Die Proben wurden vor Ort filtriert und eingeeengt wie bereits beschrieben und fixiert mit 120 µl 4.5% Histofix. Zur Auswertung wurden 3 x 90 µl (gefärbt mit 0.5 µl gesättigter Bengalrosa-Lösung) unter dem Mikroskop ausgezählt. Im Gründungsversuch 2019 erfolgte die Beprobung der kleinen E mittels 4 x 1 L Schöpfproben, welche im Weiteren wie in 2017 fixiert, eingeeengt und analog dem Verfahren aus 2018 ausgewertet wurden. Hierbei wurden anders als im Vorjahr 30 µl der eingeeengten Probe im Triplikat ausgezählt.

## Zooplankton

Makrozooplankton, insbesondere Crustaceen, wurden per Plankton-Zugnetz (HydroBios, Ø 26 cm, Maschenweite 100 µm in der Saison 2016 und Pokorny Ø 19 cm, Maschenweite 200 µm in 2017, da die sehr zahlreichen kleinen Larvalstadien nicht mehr berücksichtigt werden sollten) beprobt (Abb. 4). Proben wurden in Saison 2016 dreimal während des Experiments, in der 3., 7. und 11. Woche, entnommen, in 2017 sechsmal in den Versuchswochen 1, 5, 9, 13, 19 und 22. Die Beprobung erfolgte, indem das Plankton-Zugnetz zweimal quer durch das gesamte RPE in ca. 30 cm Tiefe per Seil geschleppt wurde. Dies entspricht einem beprobten Volumen von 594.6 (2016) und 317.5 L (2017). Die gemischte Probe wurde ausgespült und in 99% Ethanol in Probebeuteln (WhirlPak) aufbewahrt. In der Saison 2017 wurden die Zooplankton-Proben zur besseren Konservierung und zusätzlichen Auswertung per Zooscan (computergestützte automatisierte Auswertung) in einem Gemisch aus 70% Ethanol mit 40 g Saccharose und 40 ml Glycerin pro L fixiert und gelagert. Zur Lagerung der Probenbeutel dienten mit Ethanol überschichtete Schraubtonnen.



Abb. 4: Zugnetz (links) und Beprobungsschema für Zugnetzbeprobung (rechts, je 5.6 m pro Linie) für Planktonorganismen in den RPE-Versuchen.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Im Zuge der Teichversuche und des Monitorings wurde ein vereinfachtes Beprobungsschema gewählt. Zooplankton wurde hierbei unter Verwendung eines 1 L-Wasserprobennehmers von 20 zufällig ausgewählten Stellen jedes Teiches gesammelt. Die 20 L-Wasserprobe wurde durch ein Planktonnetz mit 26 cm Durchmesser und einer Maschenweite von 100 µm filtriert, woraufhin die Organismen in Probebeuteln in 99% Ethanol fixiert wurden.

Zur quantitativen Analyse wurden die Proben visuell anhand ihres Gesamtvolumens an Individuen in große, mittlere und kleine Proben unterteilt (L = groß, M = mittel, S = kleine Probe). Die Proben wurden in einen Erlenmeyerkolben bis 250 (L), 150 (M) oder 50 (S) ml mit 70% Ethanol gefüllt und gründlich gemischt. 1.5 ml der Suspension wurden dann in eine Petrischale (5.5 cm Durchmesser mit einem Zählgitter von 0.5 cm) überführt und weiter mit 5 ml 70% Ethanol verdünnt. Nach Etablierung einer gleichmäßigen Verteilung in der Schale wurden Daphnien, Copepoden, Nauplien/Copepodite und Rotatorien in 4 Quadraten (1 × 1 cm) je dreifach ausgezählt. Enthaltene Insektenlarven wurden ebenfalls quantitativ erfasst.

Für die volumetrische Biomasse-Messung wurden von den Proben aus der Saison 2016 2 (L), 4 (M) oder 6 (S) ml Suspension auf abgeschnittene 10 ml Kunststoffpipetten übertragen, die vertikal montiert waren, wobei ihre Spitze durch einen Drainageschlauch mit Klemme verschlossen war. Die gesamte Flüssigkeit wurde drainiert, wobei die fixierten Organismen in der Pipettenröhre zurückblieben. Nach Verschließen des Auslasses wurden 5 ml 70% Ethanol zugegeben und die Differenz über die 5 ml Marke (entspricht dem Zooplanktonvolumen) abpipettiert und gewogen. Die Messung wurde dreimal wiederholt, um Messfehler zu minimieren.

2017 wurde wegen der relativ geringeren Individuenzahl sowie der kleineren Individuengrößen die Biomasse anhand von Längen- und Flächenmessung (Digital-Imaging-Planimetrie) von je min. 30 Individuen pro Gruppe und Probe aus Digitalaufnahmen (Abb. 5, Industrial Digital Camera Toupcam LCMOS) und per Zooscan durchgeführt. Die Aufnahmen wurden aus den 1.5 bzw. 5 ml verdünnten fixierten Zooplankton-Proben angefertigt indem 90 µl Probe so oft auf einen OT verbracht wurden bis mindestens 30 Individuen pro Planktongruppe plan liegend fotografiert werden konnten. Gemessen wurden anhand der Aufnahmen bei Cladocera die Länge von der Kopfspitze bis zur Spinabasis, Oberseite des Apex bis zur Basis des Caudalfortsatzes oder dem Ende des Carapax, bei den Copepoda die Länge von der Kopfspitze zum Ansatzpunkt der Kaudalfortsätze (Furkaborsten) in den Ramus sowie die Gesamtumrissflächen. Die Daten wurden je nach in den Proben vorherrschenden Genera (Cladoceren: Daphnia/Bosmina, Copepoden: Cyclopoide/Calanoide) gewichtet und mit entsprechend angepassten Formeln für Trockengewicht (Maier and Stich, 2012) und Volumen nach Hoehn et al. (1998) die Biomasse berechnet. Im Falle keiner klaren Gewichtung wurden die Werte beider Hauptgruppen zu je 50% einberechnet. Errechnete Werte wurden mit den in den Zugnetzproben gezählten Abundanzen der jeweiligen Crustaceengruppen abgeglichen.

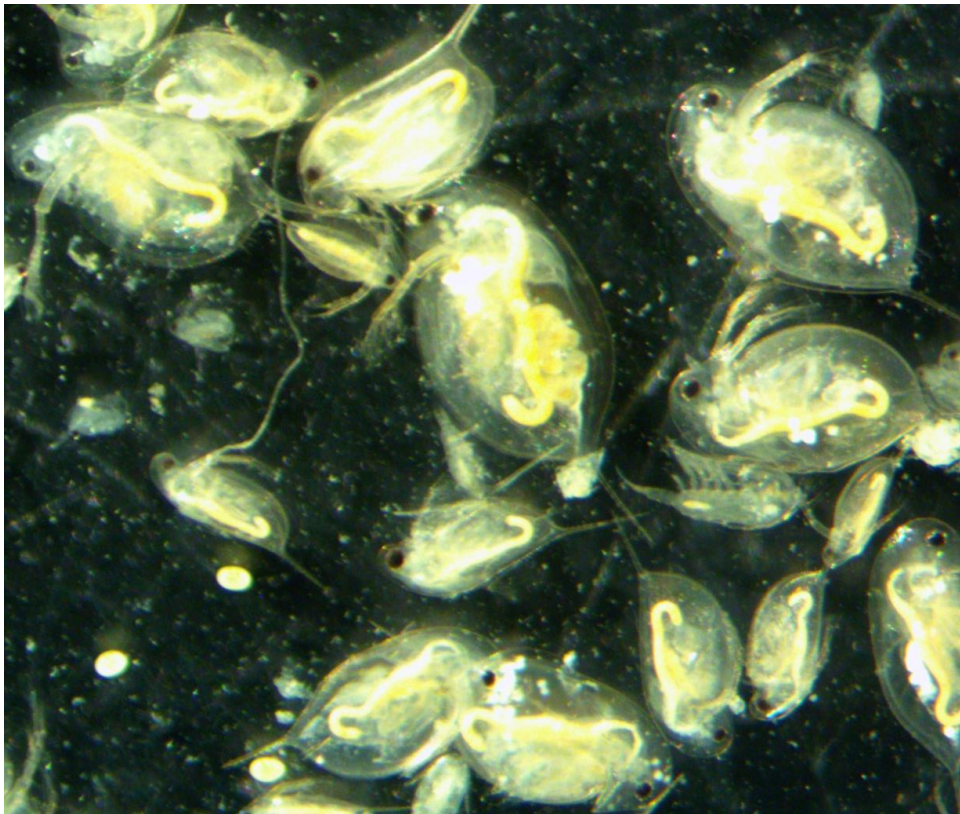


Abb. 5: Digitalaufnahme zur planimetrischen Vermessung und Biomassebestimmung per Software.

Die verwendeten Formeln zur Berechnung der Biomasse der Zooplankton-Proben neben der Fläche sind im Folgenden aufgelistet:

Trockengewicht in  $\mu\text{g}$ :

Cladoceren (*Bosmina* spp.) = Parameter a (3.1747) + Parameter b (2.8823) \* Länge in mm

Cladoceren (*Daphnia* spp.) = Parameter a (1.7133) + Parameter b (2.88) \* Länge in mm

Copepoden (Calanoidae) = Parameter a (1.5494) + Parameter b (2.4581) \* Länge in mm

Copepoden (Cyclopoidae) = Parameter a (1.8069) + Parameter b (2.3991) \* Länge in mm

Die jeweiligen Parameter sind dabei Genus-spezifische Konstanten laut Hoehn et al. (1998).

Volumen in  $\text{mm}^3$ :

Volumen *Bosmina*: (linsenförmiger Diskus):  $V = 1/8 * \pi * l * b * h + 1/24 * \pi * h^3$  wobei:

$h = \text{Faktor} * l$  oder  $h = \text{Faktor} * b$ ; nach Hoehn: Faktor für *Bosmina*  $h = 0.38 * l$

Volumen *Daphnia*: (1/3 linsenförmiger Diskus):  $V = 1/3 * ( 1/8 * \pi * l * b * h + 1/24 * \pi * h^3 )$

wobei:  $h = \text{Faktor} * l$  oder  $h = \text{Faktor} * b$  nach Hoehn: Faktor für *Daphnia*  $h = 0,32 * l$

Volumen Cyclopoidae (Form Eistüte):  $V = 1/12 * \pi * b^2 * (b + l_2)$

Volumen Calanoidae (Form Dreh-Ellipsoid):  $V = 1/6 * \pi * l * b^2$

Die Faktoren-Nummern bezeichnen dabei Gruppen- bzw. Genus-spezifische Konstanten. Parallel wurden die Zooplankton-Proben mit dem automatisierten System Zooscan ausgewertet (siehe nächster Abschnitt).

### Methodenvergleich Zooscan

Die Zooplanktonproben wurden mit einer Spritzflasche durch eine Siebapparatur (250 µm) aus der Fixierlösung gespült. Objekte, die kleiner als 250 µm waren, wurden somit aus der späteren Analyse mit dem Zooscan ausgeschlossen. Um ein für die spätere Auswertung mit dem Zooscan optimales Probenvolumen und eine adäquate Planktondichte zu erhalten, wurden die Zooplanktonproben mit einem selbstgebauten Planktonsplitter (Motoda, 1959) iterativ halbiert. So konnte eine repräsentative Teilprobe von 300 bis 1000 Organismen erzeugt werden (van Guelpen et al., 1982). Abhängig von der Größe der Ausgangsprobe wurde eine Splittingrate von 0, 1/2, 1/4, bzw. 1/8 gewählt. Hierzu wurden die konservierten und gesiebten Zooplanktonproben mittels einer Spritzflasche, gefüllt mit destilliertem Wasser, in den Planktonsplitter (Motoda, 1959) gespült und auf exakt 250 ml mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Nach 20-maligen Schwenken des Splitters konnte die Hälfte (125 ml) des Probevolumens in eine Petrischale abgegossen werden. Um eine exakte Splittingrate zu gewährleisten, wurde der Splitter nach jeder Teilung wieder auf 250 ml mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Die Splittingraten wurden am Ende wieder hochgerechnet, um auf die tatsächliche Anzahl der Objekte in einer Probe zu kommen.

Der Zooscan V4 (HydroptiC, Version 2.4.0) wurde zur Identifikation, Größenbestimmung und Auszählung von flüssigen Zooplanktonproben eingesetzt. Das Gerät bietet die Möglichkeit Zooplanktonproben bzw. Objekte, die größer als 200-250 µm sind, mit einer Auflösung von bis zu 4800 dpi zu scannen und zu digitalisieren. Eine Bestimmung auf Artniveau ist mit der Auflösung des Scanners nicht möglich. Die Hardware des Scanners besteht aus zwei wasserdichten Elementen. Diese ermöglichen ein problemloses Arbeiten mit Flüssigkeiten auf dem Scanner. Unter einer Vertiefung im Gerät (Scanzelle) befindet sich eine hochauflösende Scantechnik. In die Scanzelle werden transparente Rahmen zur Begrenzung der Probenflüssigkeit platziert. Das Probevolumen umfasst je nach Größe des Rahmens 0.2 bis 1.5 L (Gorsky et al., 2010). Nach dem Scan kann die Probe durch einen Abflusskanal problemlos vom Scanner zurück in die Aufbewahrungsbehälter gespült werden. Für die Auswertung der Daten wurde Plankton Identifier, Zooprocess und MS-Office verwendet.

## Benthos

Zoobenthos-Proben wurden zur selben Zeit wie Zooplankton- und Phytoplanktonproben entnommen. Beprobt wurden benthische Nährtiere durch drei Kescherzüge (Kick-Sample-Kescher V2A 40 x 28 cm (B x H), Maschenweite 500 µm), schnell über dem Substrat unter Mitnahme der obersten Sedimentschicht, von 1 m innerhalb der RPE bis zum Rand (Abb. 6). Die Probe wurde gepoolt, der Schlamm und feines Sediment wurde durch vorsichtiges Ausgießen ausgewaschen. Die erhaltenen Proben wurden 2016 geteilt und eine Hälfte in 400 ml WhirlPaks mit 99% EtOH fixiert, während die andere Hälfte als Rückstellprobe in 50 ml Zentrifugenröhrchen verbracht und mit 25 ml Histofix 4.5% fixiert wurde. In der Saison 2017 wurde ebenso verfahren, es wurden jedoch nur zwei Kescherzüge an verschiedenen E-Stellen durchgeführt und es erfolgte keine Probenteilung.



Abb. 6: Kick-Netz Sample-Kescher (links), Eckman-Sedimentgreifer (Mitte) und Beprobungsschema (rechts) für Benthosorganismen in den RPE-Versuchen.

Zusätzlich wurde in der Saison 2016 eine alternative Methode zum Sampling der Bodenlebewesen verwendet. Hierzu wurden vier Schlammproben mit dem Eckman-Greifer (225 cm<sup>2</sup>) an verschiedenen Stellen genommen, gepoolt und gemischt, woraufhin 1 L der Probe mittels eines Siebs vom Schlamm befreit und in der Folge wie bereits beschrieben behandelt und fixiert wurde. Im Zuge der Teichversuche (Strohdüngung und Belüftung) und des Monitorings wurde ein vereinfachtes Beprobungsschema gewählt. Zoobenthosproben wurden gleichzeitig mit Wasser- und Zooplanktonproben entnommen. Für das Zoobenthos wurde per Kick-Sample-Kescher die Auflage des Bodensubstrats an drei zufällig ausgewählten Stellen in jedem Teich beprobt. Dabei erfolgte pro Kescherzug eine Drehung um 90° um die eigene Achse des Probenehmers. Das erhaltene Substrat aus dem Kescher mit benthischen Organismen wurde gesiebt, um den Schlamm zu entfernen, in Probenbeutel (WhirlPak) verbracht und mit 99% Ethanol fixiert. Im Labor wurden die für die Karpfenernährung wichtigsten Makroinvertebraten mit einem Stereomikroskop aus dem Probenmaterial extrahiert. Diese wurden dann in die Hauptgruppen Oligochaeten, Chironomidenlarven und andere Insektenlarven (einschließlich Puppen) getrennt (Abb. 7), wobei die ersten beiden Gruppen in große und kleine Exemplare (Chironomiden: artspezifische Größe, Oligochaeten: subjektiv anhand Körperdicke 0.05 – 0.3 mm Durchmesser) unterteilt wurden. Fragmente von Oligochaeten wurden anhand ihres Durchmessers eingeordnet und alle Teile mit Apex wurden als ein Individuum gezählt. Crustaceen, Rhynchoten, Platyhelminthen und andere wirbellose Tiere wurden nicht in die Analyse der Benthos-Nährtiere einbezogen.

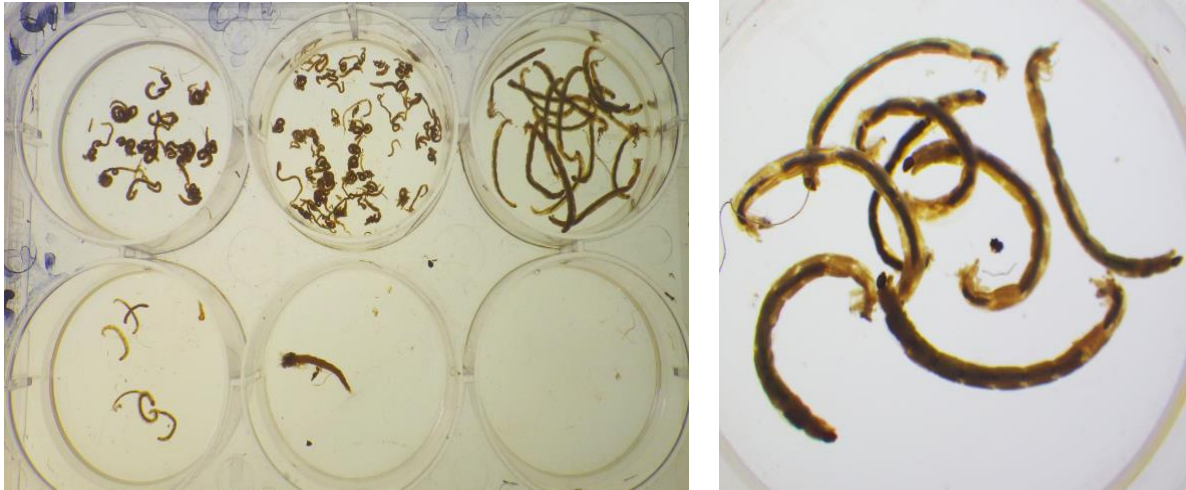


Abb. 7: Aus fixierter Benthosprobe extrahierte und nach Gruppen sortierte Nährtiere (links), Chironomidenlarven (rechts).

Zur Extraktion und Zählung der Organismen wurden die Proben gewaschen und entsprechend ihrem Volumen und Grad der Kontamination entweder als Ganzes verarbeitet oder in markierten Petrischalen zur Subsample-Extraktion von 1/2 bis 1/16 (in Extremfällen z.B. bei Proben mit vielen Fadenalgen bis 1/32 bzw. 1/64) geteilt (Abb. 8). Die extrahierten Organismen wurden nach dem Sortieren und der Zählung per Stereomikroskop zur weiteren Analyse in 7 ml Probenröhrchen mit 70% Ethanol überführt.



Abb. 8: Manuelle Teilung der Benthosproben in Subsamples zur Extraktion der fixierten Organismen in entsprechend markierten Petrischalen verschiedener Größe.

Die Biomasse der Benthos-Organismengruppen wurde in der Saison 2016 ermittelt, indem anhand der extrahierten Organismen das Nassgewicht ermittelt und eine (indirekte) Volumenmessung durchgeführt wurde. Zur Nassgewichtsbestimmung wurde die Teilprobe in eine Messküvette mit bekanntem Leergewicht überführt. Die Messküvette wurde exakt bis zum Rand befüllt und vor und



nach Entnahme des flüssigen Teils gewogen. Der Gewichtsunterschied zwischen der Küvette nur mit Probenorganismen und der leeren Küvette wurde als Nassgewicht vermerkt. Für das Biovolumen der Organismen wurde die Differenz zwischen der gefüllten Messküvette minus dem Gewicht des entnommenen Ethanol plus der leeren Messküvette ermittelt. Gemessen wurden hierzu pro Probe die Gewichte von Probenküvette leer, Probenküvette gefüllt, Probenküvette plus Probe, Messküvette leer und Messküvette plus Überstand aus Probenküvette gefüllt mit Probe. In der Saison 2017 konnte aufgrund der geringen Individuenzahlen aus den Versuchen mit Fischen in den RPE keine Ermittlung der Biomasse der Benthos-Nährtiere erfolgen.

### Versuchsaufbau

#### Versuchsteiche

Im Rahmen des Projektes standen verschiedene Versuchsteiche bzw. Gruppen von Versuchsteichen gleicher Größe am Institut für Fischerei in Höchstadt zur Verfügung. Daneben wurden im Rahmen eines Monitorings Teiche in der Oberpfalz und im Aischgrund beprobt. Neben den Versuchen in Teichen wurden spezielle runde Plastik-Versuchseinheiten geschaffen und verschiedene Düngungsversuche in diesen durchgeführt. Deren Bau wird im Folgenden beschrieben.

#### Runde Plastik-Versuchseinheiten (RPE)

Im Rahmen des Projektes wurden spezielle Versuchspartellen (runde Plastik-Versuchseinheiten: RPE) entwickelt (Abb. 9). Diese bestehen jeweils aus 6 Platten Polyethylen (Höhe 1.30 m, Länge 3.00 m, Dicke 6 mm). Die Platten wurden jeweils überlappend um 5 cm zu einem Kreis mit 6 Schrauben pro Plattenverbindung dicht verschraubt. Es resultiert ein Umfang von 17.7 m und eine Fläche von 25 m<sup>2</sup>. Die RPE wurden in den Teichschlamm gesteckt. Am oberen Rand wurde ein umlaufendes Rohr aus Polyethylen angebracht, um Stabilität, vor allem vor Wind und Wellenschlag, zu erhalten. Die so gestalteten RPEs erwiesen sich als sehr geeignet. Sie wurden für verschiedene Versuche in verschiedenen Teichen eingesetzt. Der Einbau war in leeren und bereits gefüllten Teichen möglich. Zwischen den Versuchen waren die Platten gut stapelbar.



Abb. 9: Links: Runde Plastik-Versuchseinheiten (RPE) im Teich (25 m<sup>2</sup> Fläche). Rechts: Kleine runde Plastik-Versuchseinheiten (KRPE, angestaut auf ca. 70 L) mit Beschwerung gegen Aufschwimmen.

#### Kleine runde Plastik-Versuchseinheiten (KRPE)

Für einen Versuch zur Frühjahrsdüngung im Jahr 2019 wurden kleine runde Plastik-Versuchseinheiten installiert (Abb. 9). Hierzu wurde der Boden von handelsüblichen Mörtelwannen aus Polyethylen mit einem durchschnittlichen Durchmesser von 50 cm und einem Volumen von 90 L

entfernt. Die daraus entstehenden KRPE wurden in den Teichboden gedrückt und gegen Aufschwimmen beschwert.

### Versuchsansätze

#### Organische Düngung in RPE

##### Düngung ohne Fischbesatz

Der Düngeversuch ohne Fischbesatz wurde in 30 runden Plastik-Versuchseinheiten (RPE) durchgeführt. Diese wurden in einem Teich (3.08 ha) in Höchststadt an der Aisch, der bereits Monate zuvor bespannten worden war, im April eingebaut. Der Versuch dauerte vom 6. Mai über zweieinhalb Monate bis 22. Juli 2016. Jedes RPE hatte die gleiche Fläche von 25 m<sup>2</sup>. Vier Gruppen wurden mit unterschiedlichen organischen Düngemitteln behandelt: Rest der Biogasfermentation (Biogas-Gärrest; GÄ), Rindermist (Mi), getrocknetes Stroh (S) und frischer Grasschnitt (GR) (Abb. 10). Jede Behandlung erhielt die gleiche Masse an Düngemittel bezogen auf die Frischsubstanz. Die Bezugsgröße Frischsubstanz wurde gewählt, da dies zumindest gemäß Literaturangaben in etwa einer isonitrogenen Behandlung der RPE gleichkam und auch in der teichwirtschaftlichen Praxis die gängige Bezugsgröße darstellt. Die verwendeten Düngemittel enthielten gemäß Literaturangaben etwa 5 kg N/t Frischmasse. Ausgebracht wurden insgesamt 4 t Düngemittel pro Hektar. Dies entspricht auch der, nach den Bestimmungen des Ökolandbaues (VO (EG) Nr. 710/2009) erlaubten, Düngemenge von 20 kg N/ha. Die Düngung wurde während der Versuchsperiode in der 1., 5. und 9. Woche ab Versuchsbeginn insgesamt dreimal durchgeführt. Die Menge an Düngemitteln betrug 3.33 kg pro Anwendung (insgesamt 10 kg Frischmasse pro RPE). Die Ergebnisse der Düngemittelsanalyse sind in Tab. 2 beschrieben. Als Kontrolle (K) wurde eine Gruppe ebenso ohne Fischbesatz und ohne Ausbringung von Dünger eingeschlossen. Die Gruppengröße betrug sechs RPEs pro Behandlung. Die Anordnung der RPEs ist in Abb. 11 dargestellt.



Abb. 10: Substrate zur Naturdüngung in fischfreien RPE im nährstoffreichen Teich 2016 (v.l.n.r.: Rindermist, Biogas-Gärreste, Grasschnitt, Stroh).



Abb. 11: Anordnung der RPE im Teich, K = Kontrolle; GÄ = Biogas Gärrest; GR = frisches Gras geschnitten, Mi = Rindermist; S = Stroh. Mönch = Richtung zum Teichablauf

Tab. 2: Nährstoffanalyse für organische Düngemittel 2016. Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockensubstanz (%).

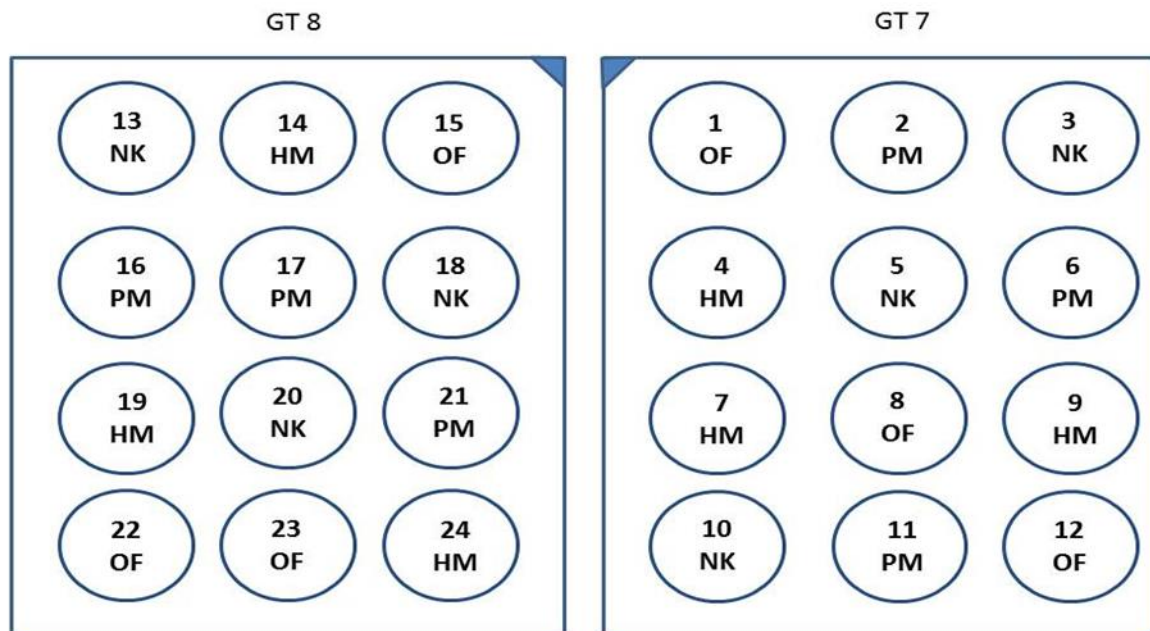
Düngemittel	TS (%)	Stickstoff	Kohlenstoff	Schwefel	Phosphor
Rindermist	46.93	3.27	41.75	0.46	1.08
Grasschnitt	19.58	2.41	40.03	0.29	0.44
Biogärrest	41.45	1.76	41.14	0.36	0.86
Gerstenstroh	85.17	0.87	41.11	0.18	0.27

#### Organische Düngung mit Fischbesatz

Der Düngungsversuch ohne zusätzliche Fütterung wurde in insgesamt 24 runden Plastik-Versuchseinheiten (RPE) mit einer Fläche von 25 m<sup>2</sup> in zwei benachbarten Teichen (GT 7 und GT 8 mit einer Fläche von 0.1 ha; je 12 RPE) in Höchststadt an der Aisch (Bayern, Deutschland) vom 4. Mai bis 11. Oktober 2017 über fünf Monate durchgeführt. Vier Gruppen wurden gebildet. Als Kontrolle (OF) wurde eine Gruppe ohne Düngung und ohne Fischbesatz (OF) eingeschlossen. Die anderen drei Gruppen wurden mit einsömmerigen Karpfen mit einer Dichte von 4000 Stück/ha (NK) besetzt. Darüber hinaus wurden zwei Gruppen zusätzlich mit organischen Dünger gedüngt: Hühnermist (HM) und Pferdemist (PM). Die Düngung wurde während des Versuchszeitraums in der 1. und 6. Woche ab Versuchsbeginn zweimal durchgeführt. Die Gesamtmenge an natürlichen Düngemitteln betrug 3 t

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

Frischmasse/ha. Die Düngemittelanalyse ist in Tab. 3. beschrieben. Die Gruppengröße betrug sechs RPE pro Behandlung (Abb. 12). Zum Zeitpunkt der Ernte wurden alle Karpfen aus allen Teichen und Gruppen gemessen (Standardlänge, SL) und gewogen. Der Zuwachs wurde berechnet.



### ▼ Mönch

Abb. 12: Anordnung der Versuchsgruppen in den Versuchsteichen, OF = Kontrolle; NK = nur Karpfen; HM = Hühnermist, PM = Pferdemist.

Tab. 3: Nährstoffanalyse für organische Düngemittel 2017. Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockensubstanz (%).

Düngemittel	TS (%)	Stickstoff	Kohlenstoff	Schwefel	Phosphor
Pferdemist	26.3	1.78	42.08	0.22	0.58
Hühnermist	75.0	2.40	31.17	0.26	1.77

## Produktionsteiche

### Strohdüngung

Der Düngeversuch wurde von 2016 bis 2018 in sechs kleinen Erdteichen in Buch (Bayern, Deutschland, bei 49 ° 68' N und 10 ° 86' O) durchgeführt. Die Fläche jedes Teichs beträgt ca. 0.1 ha. 2016 wurden drei Teiche mit Gärresten aus einer Biogasanlage in Kombination mit Stroh gedüngt. Die Biogasgärreste sollten dabei den Bodennährtieren zusätzliche Struktur und organisches Material liefern. Die Düngung wurde während des Versuchs dreimal durchgeführt. Es wurden jeweils pro Düngung 50 kg Gärrest und 50 kg Stroh in der 2. Woche, 8. Woche bzw. 14. Woche ab Versuchsbeginn ausgebracht. Insgesamt wurden so 3 t/ha (1.5 t/ha Gärrest und 1.5 t/ha Stroh) gedüngt. Als Kontrolle dienten drei Teiche, in denen keine Düngung ausgebracht wurde.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

In den Jahren 2017 und 2018 wurde der Strohdüngungsversuch in denselben sechs kleinen Erdteichen durchgeführt. 2017 und 2018 wurde ausschließlich in jeweils drei Teichen mit Stroh gedüngt (3 t/ha). Die Großballen wurden zu Beginn in die Teiche eingebracht und an drei Terminen beginnend Anfang Mai (2017), bzw. an zwei Terminen (2018) im Abstand von vier Wochen im Wasser zu je einem Drittel bzw. hälftig verteilt. Drei Teiche blieben ungedüngt und dienten als Kontrolle. Die Teiche wurden mit zweisömmerigen Spiegelkarpfen (50 Stück/Teich) besetzt. Die Fische ernährten sich nur von der Naturnahrung und wurden nicht zugefüttert. Zum Erntezeitpunkt wurden alle Karpfen aus allen Teichen und beiden Gruppen gemessen (Standardlänge) und gewogen und die Teichproduktionsparameter Zuwachs bzw. Naturertrag, Fulton-Koeffizient (FK), sowie die Karpfenverluste während der Vegetationsperiode ermittelt. Darüber hinaus wurde der Fettgehalt aller marktfähigen Karpfen aller Teiche in jedem Jahr mit einem Fischfettmessgerät, UK, Modell 692 (Distell Com., Schottland) gemessen. Die Fettmessung wurde nach Oberle (2010) an vier verschiedenen Stellen am Karpfenkörper durchgeführt und daraus ein Mittelwert gebildet.

### Belüftung

Der Belüftungsversuch wurde in 8 kleinen Erdteichen in Höchststadt an der Aisch (Deutschland, 49° 69' N und 10° 80' O) durchgeführt. Er dauerte vom 18. 4. 2016 bis 10. 10. 2016. Die Flächen der einzelnen Teiche waren: Teich 1 und 2 (250 m<sup>2</sup>); Teich 3, 4, 5 und 6 (200 m<sup>2</sup>); Teich 7 und 8 (1000 m<sup>2</sup>). Das Versuchsdesign mit Belüftung (A) und ohne Belüftung ist in Abb. 13 dargestellt. Es wurden Belüfter des Typen Aqua-Weel (0.55 kWh; 230V) in GT 8 und Aqua-Hobby (0.15 kWh; 230V) in GT 1, 4 und 6 verwendet (Firma Linn GmbH, Deutschland). Jede Behandlung wurde in vier Replikaten durchgeführt. Die Teiche wurden mit zweisömmerigen Satzkarpfen mit einer Dichte von 1000 Stück/ha besetzt. Triticale wurde als Ergänzungsfuttermittel verwendet. Zum Zeitpunkt der Ernte wurden je 24 Karpfen aus jedem Teich zufällig ausgewählt, gewogen und der Fettgehalt mittels des Distell Fish-Fatmeters bestimmt. Der Zuwachs wurde berechnet.

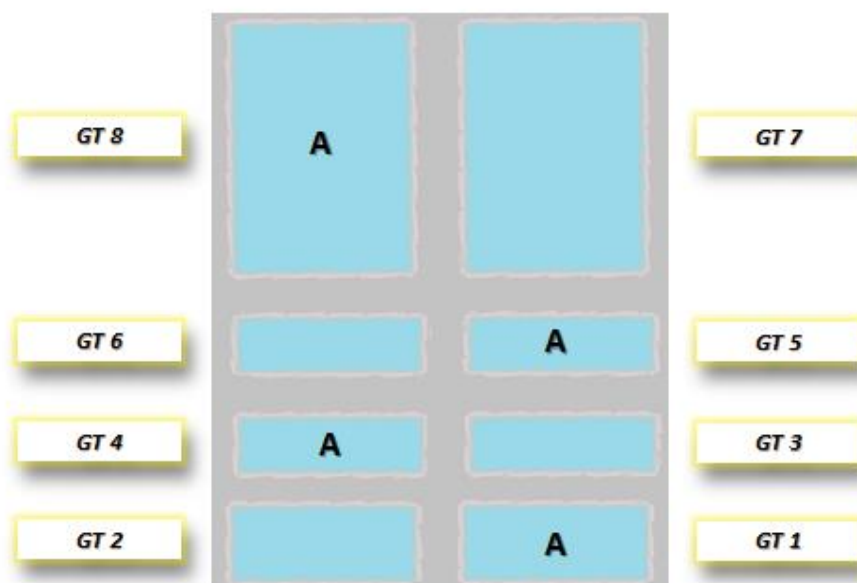


Abb. 13: Anordnung der belüfteten (A) und nicht belüfteten Teiche

### Steigerung der Naturnahrung im Frühjahr (Gründüngung)

Diese Versuche zielten auf eine möglichst frühzeitige Unterstützung der Entwicklung der Primärproduktion und kleinster Nährtierchen, v.a. Rotatorien, in Aufzuchtteichen ab. Dies ist z.B. bei der Anzucht von Zanderlarven im Frühjahr wichtig. Im Zentrum stand dabei bereits die Einsaat einer Gründüngung im Herbst. Versuche zur Gründüngung fanden in Versuchsteichen und in RPEs und KRPEs statt.

#### Versuchsteiche (Versuch 1)

In einem weiteren Versuch wird der Nutzen der herbstlichen Ausbringung von Gründüngung zum Vorstrecken von Zanderjungbrut betrachtet. 6 Versuchsteiche stehen zur Verfügung. Es erfolgte die Einsaat von 2 Teichen mit Triticale (100g Triticale/m<sup>2</sup>) Ende Oktober 2016. Im Frühjahr wurden weitere 2 Teiche kurz vor dem Beginn des Bespannens mit Rindermist (4 t/ha) gedüngt. 2 Teiche bleiben als Kontrolle unbehandelt. Die Bespannung erfolgte ab dem 10. April.

#### RPE (Versuch 2)

Der Düngungsversuch ohne zusätzliche Fütterung wurde 2018 in 24 runden Plastik-Versuchseinheiten (RPE) mit einer Fläche von 25 m<sup>2</sup> in 2 benachbarten Teichen (GT 7 und GT 8 mit einer Fläche von 0.1 ha) in Höchststadt an der Aisch vom 20. April bis Mitte Mai 2018 durchgeführt. Vier Gruppen wurden gebildet. Als Kontrolle (Nichts) wurde eine Gruppe ohne Ausbringung von Düngern einbezogen. In einer Gruppe war im Herbst als Gründüngung Roggen ausgesät worden (Abb. 14). Zwei Gruppen wurden direkt vor dem Anstau im April mit Heu und Rindermist gedüngt. Die Düngung wurde einmal während des Versuchszeitraums, dem 1. Tag des Versuchsbeginns, durchgeführt. Die Gesamtmenge an organischen Düngemitteln betrug 4 t/ha. Die Düngemittelanalyse ist in Tab. 4 dargestellt. Die ausgebrachte Gründüngung hatte hochwasserbedingt im Winter teilweise Schaden genommen. In diesen RPE wurde hochwasserbedingt fehlende Blattmasse mit geschnittenem Roggen derart ausgeglichen, dass etwa eine Menge von 10 kg/RPE (4 t/ha) resultierte.

Tab. 4: Nährstoffanalyse für organische Düngemittel 2018. Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockensubstanz (%).

Düngemittel	TS (%)	Stickstoff	Kohlenstoff	Schwefel	Phosphor
Heu	86.7	1.67	45.81	0.11	0.13
Rindermist	40.3	2.93	39.12	0.47	1.12
Roggen	14.7	3.80	43.37	0.24	0.79

#### KRPE (Versuch 3)

Im April 2019 wurden nach herbstlicher Aussaat von Winterroggen an geeigneten Plätzen im unbespannten Teich pro Gruppe vier KRPE (Höhe 50 cm, Durchmesser 90 cm, ohne Boden) in Patchverteilung (Abb. 15) auf das Teichbodensubstrat eingebracht und seitlich mit Budensubstrat befestigt. Diese KRPE sollten den Effekt des schnell ansteigenden Rotatorienaufkommens nach Naturdüngung in einem kürzeren Zeitraum bestätigen und die Probenahme erleichtern. Zusätzlich zur Gründüngungs- und Kontrollgruppe wurde je eine Gruppe mit Vinasse/Melasseschnitzel (80 ml 120 g/50 g), Komposterde (200 g) und Hühnermist/Vinasse (70 g + 30 g pro KRPE) angesetzt.

STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPfENTEICHWIRTSCHAFT

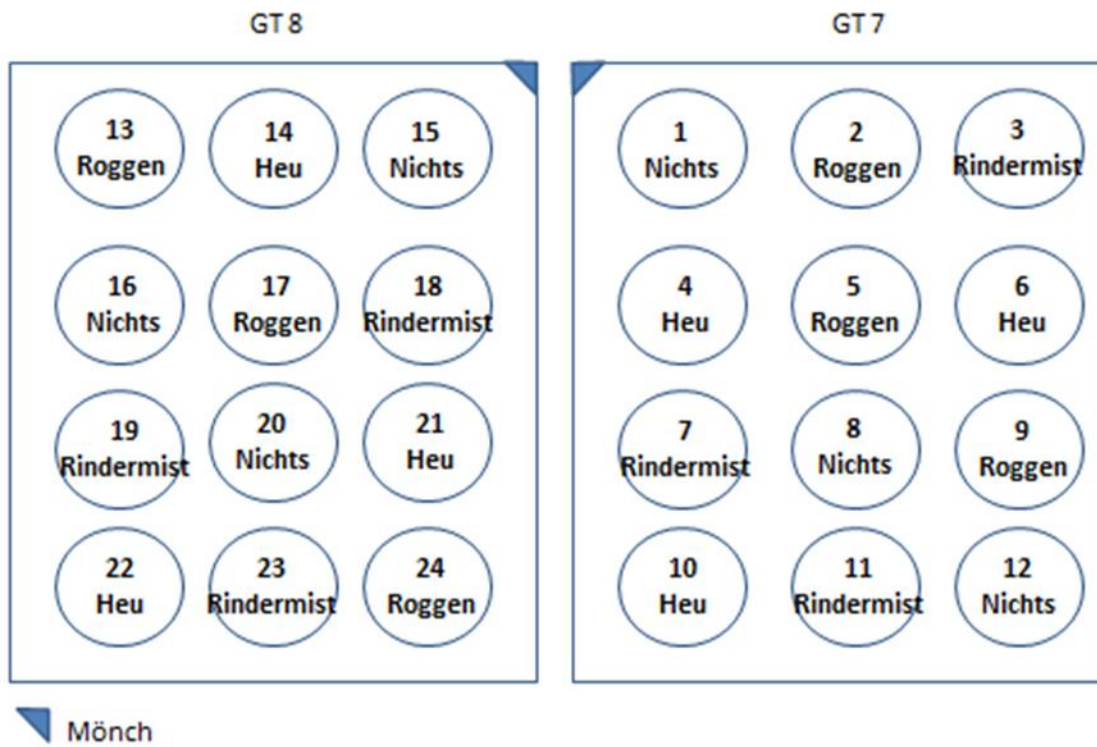


Abb. 14: Versuchsanordnung Versuch 2 (RPE) mit herbstlicher Gründung (Roggen) und verschiedenen Düngearien zur Erzeugung von Rotatorien im zeitigen Frühjahr.



Abb. 15: Anordnung der KRPE aus Versuch 3 in Gruppen (patches) mit je einer Behandlungsvariante im angestauten Teich.

### Monitoring

In diesem Projektteil sollten zwei verschiedene karpfenproduzierende Teichwirtschaftsgebiete Bayerns hinsichtlich des Aufkommens der Naturnahrung und des Fischertrages unter Berücksichtigung von Wasserparametern und der Qualität des Teichbodens verglichen werden. Von Mai bis September 2016 wurden sechs Teiche in der Region Aischgrund (Teichgröße 0.1 – 4.5 ha) und sechs Teiche in der Region Tirschenreuth (Teichgröße 0.5 - 15 ha) und von Mai bis September 2017 sechs weitere Teiche in der Region Aischgrund (Teichgröße 0.22 – 12 ha) und weitere sechs Teiche in der Region Tirschenreuth (Teichreichweite 1.2 – 4.5 ha) in Bayern, Deutschland, untersucht. In beiden Teichregionen erfolgte die Produktion entweder halbintensiv (Kombination aus Naturnahrung und zusätzlicher Fütterung mit Getreide) oder extensiv (nur auf Basis der Naturnahrung). Die Fische wurden in Monokultur (Karpfen) oder Polykultur (Karpfen als Hauptfisch) erzeugt. Zum Zeitpunkt des Besatzes wurden alle Fische gewogen. Zum Zeitpunkt der Ernte wurden alle Fische gewogen und die Teichproduktionsparameter berechnet (Teichertrag (Zuwachs) und Naturertrag 2016) sowie die Verluste während der Vegetationszeit ermittelt (2016 und 2017)

### Einfluss des winterlichen Ausgefrierens und des Sömmerns auf die Qualität von Teichböden

Nach den Regeln der guten fachlichen Praxis ist regelmäßiges Trockenlegen und winterliches Ausgefrieren eine empfohlene Maßnahme zur Mineralisierung organischer Substanz. Allerdings sind Mikroorganismen im Winter aufgrund der niedrigen Temperaturen wenig aktiv. Bislang ist kaum bekannt, in welchem Umfang tatsächlich organische Substanz abgebaut wird. Dies ist eine Grundlage für die Teichfruchtbarkeit bzw. Primärproduktion im Folgejahr. Diese Frage sollte daher in vorliegender Untersuchung überprüft werden. Dabei sollte ebenso die Wirkung des Trockenlegens bei höheren Temperaturen im Sommer sowie verschiedene Bodenbehandlungen untersucht werden. Neben der chemischen Zusammensetzung der Teichböden wurde die mikrobielle Aktivität in den verschieden behandelten Teichböden gemessen. Es handelt sich um einen 3-faktoriellen Versuchsaufbau. Untersucht wurden die Unterschiede zwischen Wintern und Sömmern, Kalken und nicht Kalken sowie Abtrocknung und Staunässe. Der Versuch wurde in drei verschiedenen Versuchseinheiten durchgeführt (Kleine Behälter mit 12 L, Grosse Behälter mit 600 L Volumen und in Teichparzellen).

#### Versuchseinheit I: Kleine Behälter 12 L (KE)

Teichschlamm wurde auf einen Anhänger gegeben und mit Schaufeln möglichst gleichmäßig vermischt und in insgesamt 24 Eimern mit je 10 kg Schlamm verteilt (Abb. 16). 12 Eimer waren mit Löchern versehen, die mit einem Vlies abgedeckt waren (Trocken), 12 Eimer waren ohne Löcher (Staunass). Es erfolgte dieselbe Behandlung (Staunass, Trocken, Kalk, Nicht Kalk) wie bei Versuchseinheit II. Die KE standen geschützt vor Niederschlag unter einem Dachvorsprung und wurden von Norden vom Tageslicht beleuchtet. In der Variante Staunass wurde von Zeit zu Zeit Wasser zugegeben, um Staunässe zu halten und eine zu starke Austrocknung aufgrund fehlender Niederschläge zu vermeiden.

#### Versuchseinheit II: Grosse Behälter mit 600 L Inhalt (GB)

12 runde Behälter aus Polyethylen mit einem Fassungsvermögen von 600 L wurden verwendet (Abb 16). In sechs von ihnen wurden zur Ermöglichung einer Drainage 21 Löcher (Durchmesser je 1.0 cm) gebohrt (Trocken), die sechs übrigen Wannen hatten einen dichten Boden (Staunass, Nass ≈ Nässe). Der Boden wurde jeweils mit einem wasserdurchlässigen Vlies abgedeckt. In allen Behältern wurden mittels eines Baggers aus einem benachbarten Teich mit starker Verschlammung Teichschlamm bis auf eine Füllhöhe von 1m gefüllt. Als Nullprobe wurden zwei Mischproben gezogen zur Analyse der



## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Schlammqualität zu Versuchsbeginn. In der Hälfte der Wannen (je drei Trocken bzw. Staunass) wurde Branntkalk (2000 kg/ha) ausgebracht. Die Behälter standen im Freien und waren nicht vor dem Wetter geschützt.



Abb. 16. Versuchseinheit I und II. Links: Kleine Behälter 12 L (KE). Rechts: Grosse Behälter mit 600 L Inhalt (GB).

### Versuchseinheit III: Versuche in Teichparzellen (TPR)

Es wurden in einem Teich 12 Parzellen a 2m x 2m angelegt (Abb. 17). Sechs davon wurden mit einem umlaufenden Graben drainiert (trocken). Sechs blieben staunass. Jeweils die Hälfte der Parzellen wurde gekalkt (Branntkalk - Menge 2000 kg/ha). Es wurde die Dicke der Schlammschicht bestimmt. Proben zur Schlammanalyse wurden zu Beginn als Mischprobe Ende Oktober 2016, dann aus den Versuchseinheiten nach dem Winter Ende März 2017 sowie nach dem Sommer Ende September 2017 gezogen und nach einer Gefrierlagerung ins Bodenlabor der LfL nach Freising gebracht. Neben der Bodenuntersuchung (TM, pH-Wert, Corg, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-CAL, Nt, Gesamtphosphor, mikrobielle Biomasse und Aktivität) der Dicke der Schlammschicht in allen Versuchseinheiten und bei den KE zusätzlich das Schlammgewicht erfasst.



Abb. 17: Anordnung der TPR aus Versuchseinheit III mit 12 Parzellen im leeren Teich. Hierbei wurden Gräben zur Entwässerung bestimmter Parzellen gezogen.

## Statistische Methoden

Deskriptive und analytisch-statistische Analysen von Wasserparameter-, Zooplankton- und Benthos-Daten wurden mit den Softwareanwendungen WinStat (R. Fitch), Real Statistics (C. Zaiontz) und Astatsa (N. Vasavada) durchgeführt. Ausreißer wurden identifiziert, indem  $n \cdot$  Abstand von Sigma (SD, Abstand vom Mittelwert) berechnet wurde, um erforderlichenfalls eine Analyse von korrigierten Datensätzen einzubeziehen. Die Daten wurden durch Kolmogorov-Smirnoff- und Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilung getestet. Die Varianzhomogenität wurde via Bartlett-Test analysiert. Normal verteilte, unabhängige Stichprobengruppen-Daten wurden per One-way-ANOVA auf Gruppenunterschiede untersucht, und ggf. per Gruppenvergleich mittels des Tukey HSD-Multiple-t-Tests (falls erforderlich einschließlich Bonferroni-Korrektur) auf Unterschiede hin überprüft. Für Datensätze, welche die Kriterien Normalverteilung und homogener Gruppen nicht erfüllten, wurden Kruskal-Wallis-Post-hoc-Mehrfachvergleiche nach den Methoden von Conover und Dunn verwendet. Bei Rangkonflikten wurde die Korrekturprozedur nach Benjamini-Hochberg vorgenommen. Paarvergleiche nicht normalverteilter Daten wurden mit dem Rangsummentest nach Mann-Whitney vorgenommen.

Teichwirtschaftliche Produktionsparameter sowie der Fettgehalt der Karpfen wurden mit STATISTICA 12.0 für Windows analysiert. Die Daten wurden auf Normalverteilung durch Kolmogorov-Smirnoff- und Shapiro-Wilk-Tests getestet. Normal verteilte, unabhängige Stichprobengruppen-Daten wurden mittels T-Test (für 2 Gruppen) und per One-way-ANOVA analysiert, gefolgt von Gruppenvergleich mit Tukey HSD-Multiple-t-Test. Für Daten, die nicht den Kriterien der Normalität und homogener Gruppen entsprechen, wurden Mann-Whitney-U-Test (für 2 Gruppen) und Kruskal-Wallis Follow-up post-hoc verwendet.

# Ergebnisse

## Wasserparameter

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Wasseranalytik unter besonderer Berücksichtigung fischtöxischer Parameter und verfügbarer Nährstoffverbindungen dargestellt.

### Gründüngung Versuch 2 (RPE, 2018) (IFI)

Die Meßwerte der routinemässig ermittelten Wasserparameter des Frühjahrs-Düngeversuchs in RPEs (2018) sind in Abb. 18 - 21 dargestellt. Die Wassertemperatur während des Versuchszeitraums war in den Versuchsgruppen ähnlich und sank ab Beginn kontinuierlich ab. Nach vier Tagen (am 27. April 2018) war die Temperatur um etwa 3°C niedriger als zu Beginn des Experiments (Abb. 18). Der gelöste Sauerstoff in verschiedenen Gruppen war sehr ähnlich (die Mittelwerte liegen im Bereich von 9 - 16 mg/L, außer in der Gruppe, in der Heu eingesetzt wurde. Deren Sauerstoffsättigungswerte waren im Vergleich zu den anderen drei Gruppen deutlich niedriger. Der gelöste Sauerstoff stieg jedoch während der Studie kontinuierlich von 1 mg/L auf 7 mg/L an. Die mittleren pH-Werte lagen zwischen 7.4 und 9. Die niedrigsten Mittelwerte des pH-Wertes wurden ebenfalls in der heugedüngten Gruppe beobachtet (Abb. 20). Des Weiteren waren die Mittelwerte von Ammonium-N in der heugedüngten Gruppe im Vergleich mit den anderen Gruppen höher (Abb. 21). In dieser Gruppe wurde am 25. April die höchste  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration beobachtet ( $1.43 \pm 0.26$  mg/L).

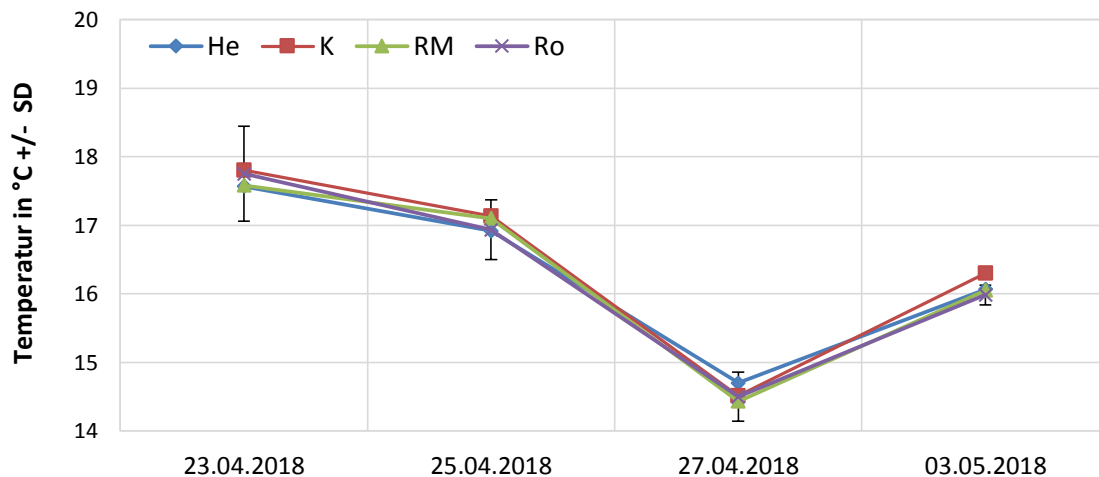


Abb. 18: Temperatur im Düngungsversuch im Frühjahr 2018 (RPE). He = Heu, K = Kontrolle, RM = Rindermist, Ro = Roggen.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPfENTEICHWIRTSCHAFT

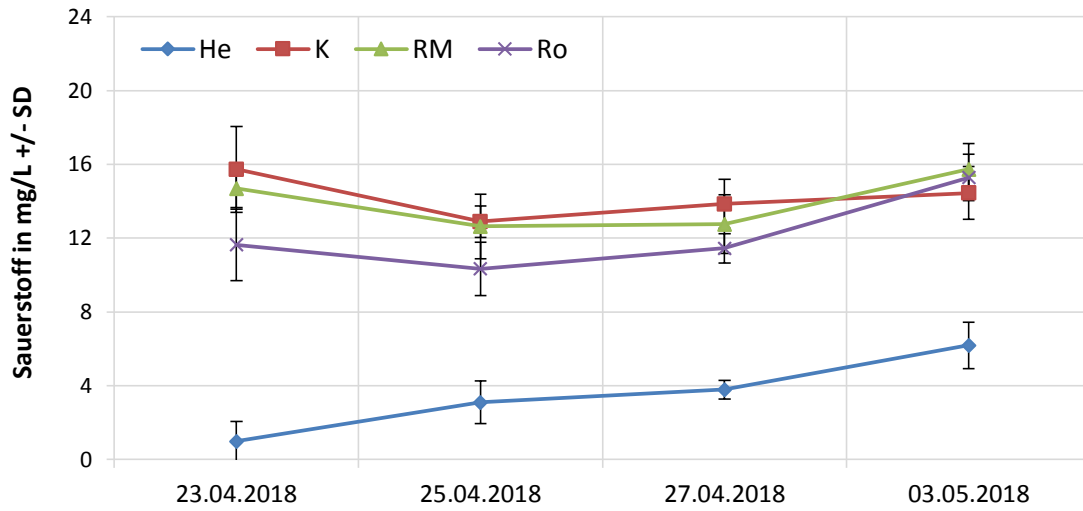


Abb. 19: Sauerstoffkonzentration im Düngungsversuch im Frühjahr 2018 (RPE). He = Heu, K = Kontrolle, RM = Rindermist, Ro = Roggen.

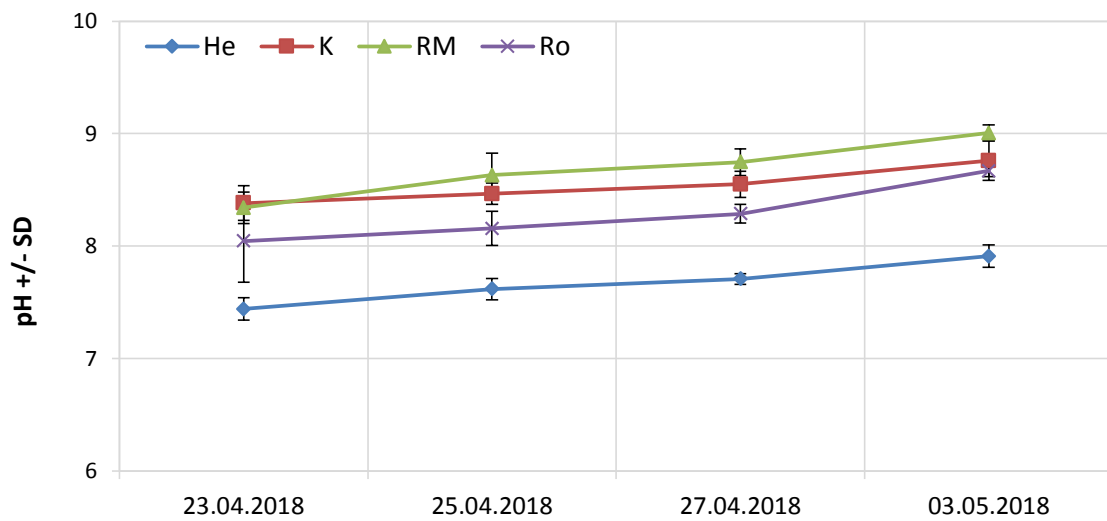


Abb. 20: pH-Werte im Düngungsversuch im Frühjahr 2018 (RPE). He = Heu, K = Kontrolle, RM = Rindermist, Ro = Roggen.

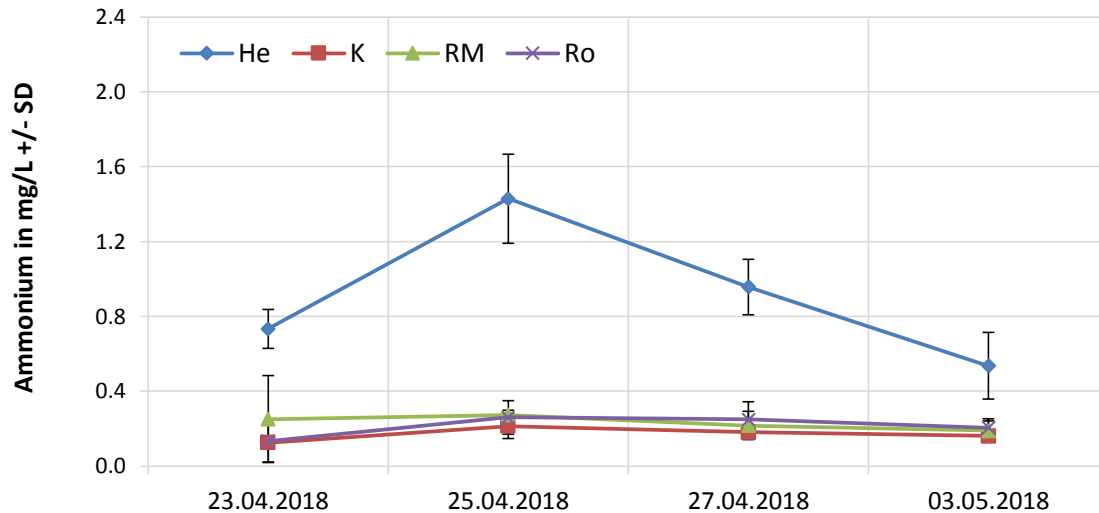


Abb. 21: Ammoniumkonzentration ( $\text{NH}_4^+$ ) im Düngungsversuch im Frühjahr 2018 (RPE). He = Heu, K = Kontrolle, RM = Rindermist, Ro = Roggen.

### Gründüngung Versuch 3 (KRPE, 2019) (KUL)

In kleinen KRPE in einem Versuchsteich wurden nach Ansaat von Winterroggen im Herbst 2018 im Frühjahr 2019 verschiedene Düngestrategien zur frühen Steigerung der Produktion von Mikroplankton (Rotatorien, Crustaceen) getestet. Aufgrund des geringen Umfangs der Einheiten musste besonderes Augenmerk auf die Messung einiger Wasserparameter gelegt werden. Der pH-Wert in den Einheiten lag relativ hoch bei meist über 8 und zeigte keine bedeutenden Unterschiede (Abb. 22). Die ungedüngte Kontrollgruppe hatte ab dem 6.5 die höchsten Werte - alle Fertilisationsansätze erzeugten demnach einen niedrigeren pH-Wert. Die Sauerstoffsättigung lag in den Einheiten mit Gründüngung deutlich unter jener der Kontrollgruppe (Abb. 23). In der Gruppe Melasseschnitzel/Vinasse kam es durch eine zu hoch bemessene Düngegabe zu anoxischen Bedingungen, so dass in dieser Gruppe das Wasser durch starkes Bakterienwachstum umkippte. Die Leitfähigkeit zeigte nur geringe Unterschiede zwischen den Gruppen (Abb. 24). Die Gruppen Melasse/Vinasse und Komposterde besaßen tendenziell eine höhere Menge gelöster Elektrolyte, die Gruppe mit Hühnermist dagegen die geringste Menge.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

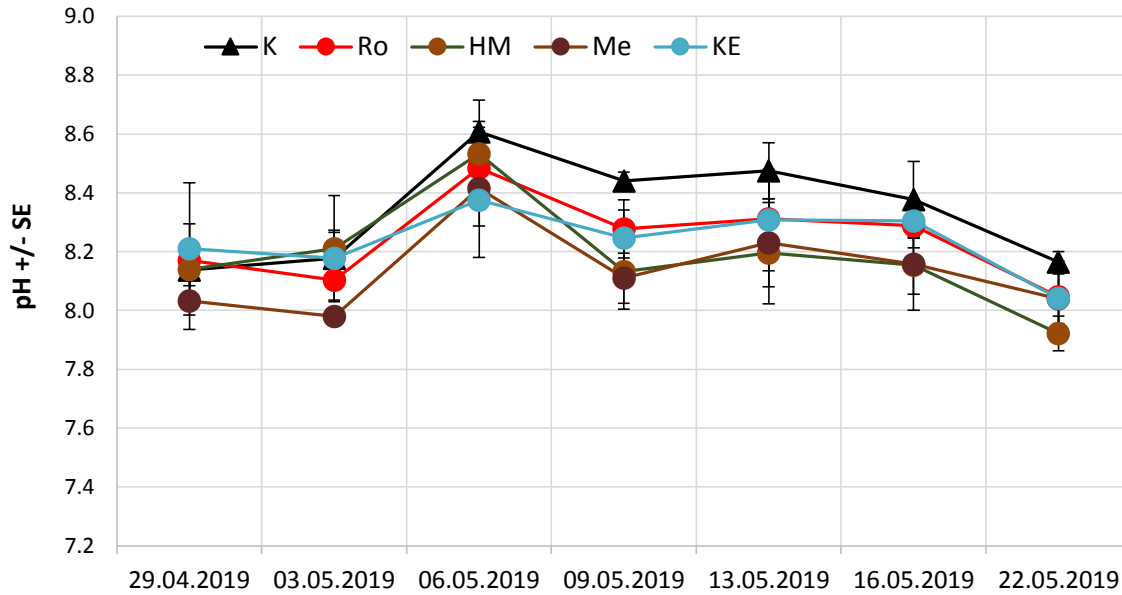


Abb. 22: PH-Werte im Düngungsversuch im Frühjahr 2019 mit KRPE. K = Kontrolle, Ro = Roggen (Herbstaussaat), HM = Hühnermist/Vinasse, Me = Melasseschnitzel/Vinasse, KE = Komposterde.

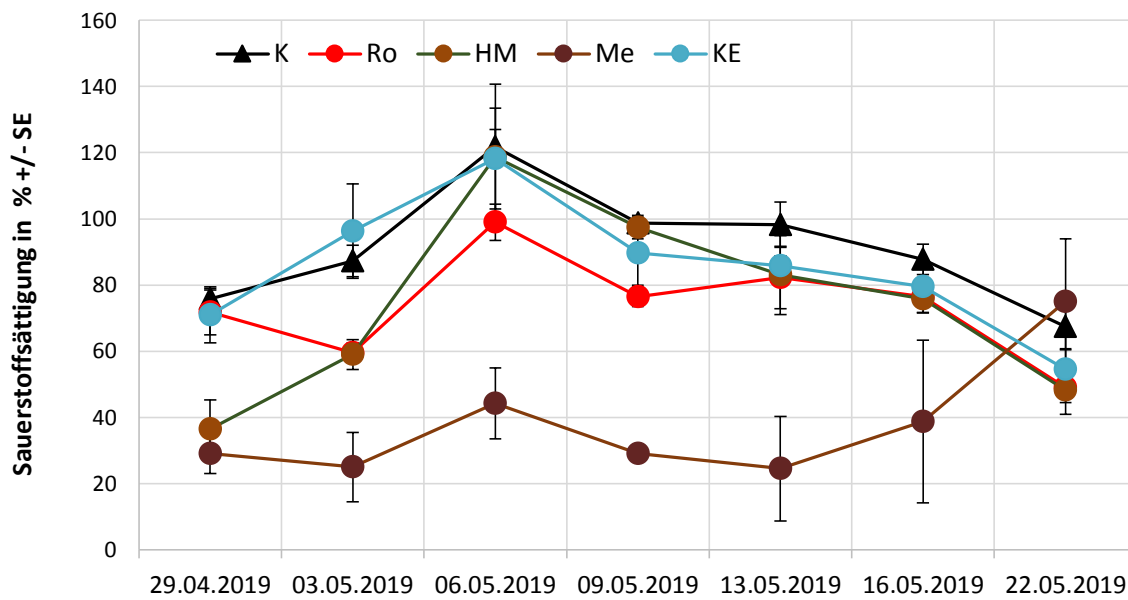


Abb. 23: Prozentuale O<sub>2</sub>-Sättigung im Düngungsversuch im Frühjahr 2019 mit KRPE. K = Kontrolle, Ro = Roggen (Herbstaussaat), HM = Hühnermist/Vinasse, Me = Melasseschnitzel/Vinasse, KE = Komposterde

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPfENTEICHWIRTSCHAFT

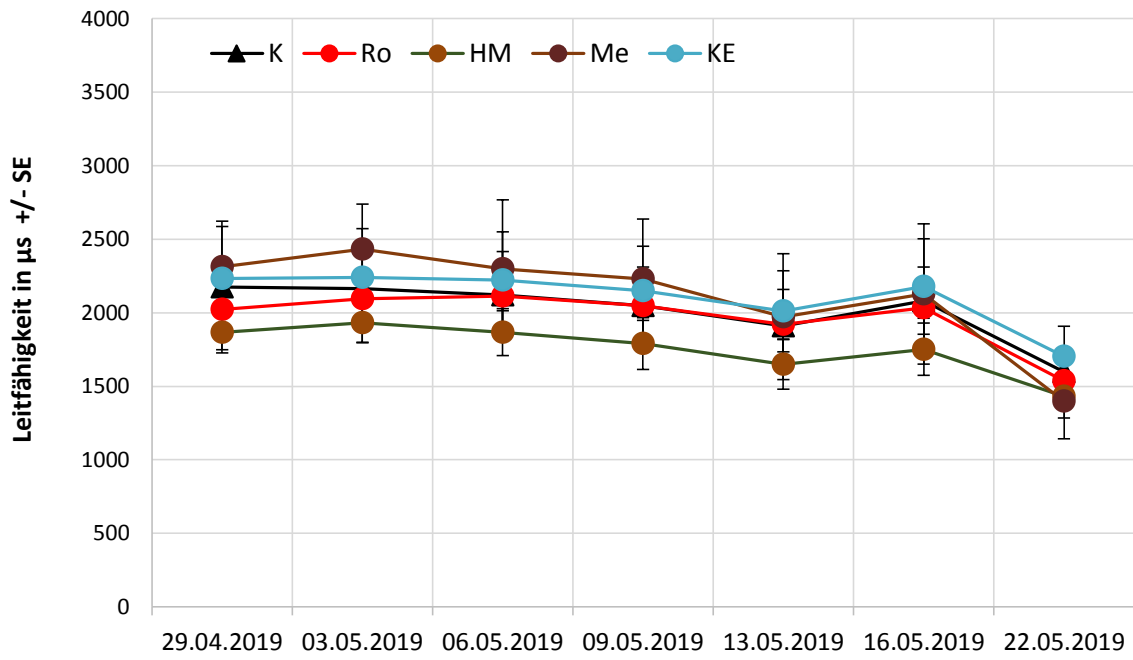


Abb. 24: Leitfähigkeit im Düngungsversuch im Frühjahr 2019 mit KRPE. K = Kontrolle, Ro = Roggen (Herbstaussaat), HM = Hühnermist/Vinasse, Me = Melasseschnitzel/Vinasse, KE = Komposterde.

RPE-Versuche ohne Fischbesatz (2016)

Routinemesswerte (IFI)

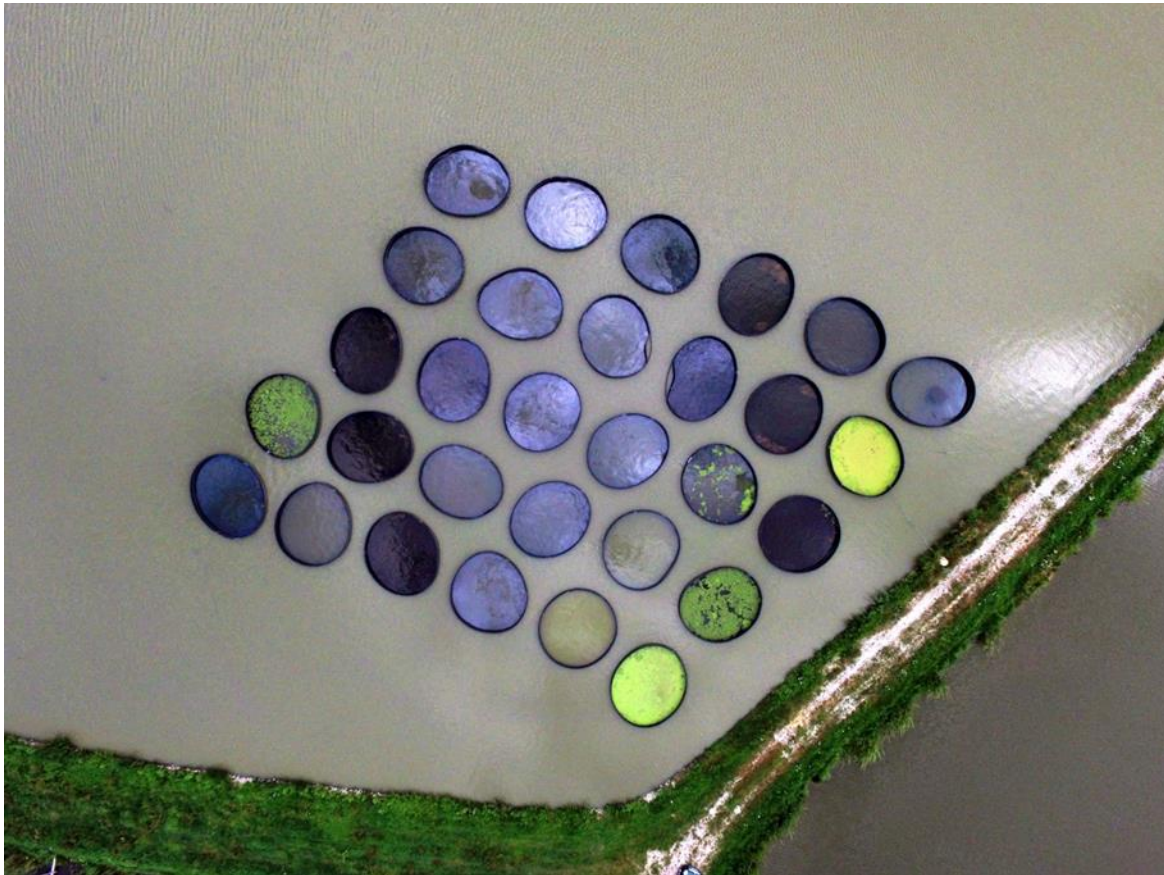


Abb. 25: 30 Versuchspartellen (RPE) wurden in einem Teich eingerichtet. Bereits aus der Luft lassen sich große farbliche Unterschiede zwischen den einzelnen RPE beobachten.

Die durchschnittlichen Werte der über den gesamten Versuchszeitraum von Mai bis Juli 2016 wöchentlich gemessenen Parameter der Wasserqualität in den RPE bei verschiedenen Düngungsmaßnahmen in den RPE ohne Fischbesatz sind in Tab. 5 dargestellt. Die Wassertemperatur am Morgen (Oberfläche und Boden) und am Nachmittag (Oberfläche und Boden) der verschiedenen Behandlungen war ungefähr ähnlich. Folgende Mittelwerte der Temperatur wurden beobachtet:

Morgens: Oberfläche  $19.4 \pm 2.8^{\circ}\text{C}$  und Boden  $19.2 \pm 2.9^{\circ}\text{C}$

Nachmittags: Oberfläche  $21.8 \pm 3.3^{\circ}\text{C}$  und Boden  $20.6 \pm 3.1^{\circ}\text{C}$ .

Die mittleren pH-Werte variierten nicht sehr stark zwischen den Behandlungen. Der niedrigste Mittelwert des pH-Wertes wurde bei der Behandlung beobachtet, bei der Stroh als Düngemittel verwendet wurde ( $7.6 \pm 0.6$ ). Die mittleren Werte für den gelösten Sauerstoff waren in den verschiedenen Behandlungen sehr ähnlich und insgesamt niedrig in dem Bereich von 1.9 bis 4.4 mg/L. Die Gehalte an Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) waren hingegen mit durchschnittlich 0.9 – 2.8 mg/L in einem eher für die Fischhaltung höheren Bereich. Überraschenderweise wurden die höchsten Mittelwerte von Ammonium in den Kontrollen (RPE ohne Düngung) von  $1.6 \pm 1.2$  mg/L am Morgen bzw.  $2.8 \pm 1.3$  mg/L am Nachmittag beobachtet. Die niedrigsten Mittelwerte von ( $\text{NH}_4^+$ ) wurden bei Verwendung von Stroh als Dünger beobachtet ( $0.9 \pm 0.6$  mg/L am Morgen bzw.  $1.0 \pm 0.5$  mg/L am Nachmittag). Die Sichttiefe in den einzelnen Gruppen war ähnlich und die Mittelwerte lagen zwischen 59 und 72 cm.



STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPfENTEICHWIRTSCHAFT

Tab. 5: Physikalische und chemische Parameter der Wasserqualität gemessen in RPE von Mai bis Juli 2016 in verschiedenen Wassertiefen und Tagzeiten (Mittelwerte  $\pm$  SD).

Parameter	Zeitmessung					
	<i>Vormittag</i>					
	n	Kontrolle	Grasschnitt	Stroh	Mist	Gärreste
<b>Sauerstoff - Oberfläche (mg/L)</b>	132	2.4 $\pm$ 2.2	2.3 $\pm$ 2.1	2.0 $\pm$ 2.3	2.5 $\pm$ 2.6	2.7 $\pm$ 2.5
<b>Sauerstoff - Boden (mg/L)</b>	132	2.3 $\pm$ 2.1	2.3 $\pm$ 2.2	1.9 $\pm$ 2.3	2.5 $\pm$ 2.5	2.7 $\pm$ 2.5
<b>pH-Wert</b>	132	7.8 $\pm$ 0.3	7.7 $\pm$ 0.3	7.6 $\pm$ 0.6	7.8 $\pm$ 0.4	7.9 $\pm$ 0.3
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	30	1.6 $\pm$ 1.2	1.4 $\pm$ 1.1	0.9 $\pm$ 0.6	1.5 $\pm$ 1.3	1.4 $\pm$ 1.1
<b>Sichttiefe (cm)</b>	90	65.5 $\pm$ 15.6	68.1 $\pm$ 11.5	59.8 $\pm$ 11.2	65.1 $\pm$ 9.1	63.6 $\pm$ 16.2
Parameter	<i>Nachmittag</i>					
	n	Kontrolle	Grasschnitt	Stroh	Mist	Gärreste
<b>Sauerstoff - Oberfläche (mg/L)</b>	126	3.5 $\pm$ 2.2	3.8 $\pm$ 2.8	3.5 $\pm$ 2.7	3.7 $\pm$ 2.7	4.4 $\pm$ 2.8
<b>Sauerstoff - Boden (mg/L)</b>	126	3.2 $\pm$ 2.3	3.2 $\pm$ 2.5	2.8 $\pm$ 2.6	3.4 $\pm$ 2.7	4.0 $\pm$ 2.9
<b>pH-Wert</b>	126	7.9 $\pm$ 0.3	7.9 $\pm$ 0.4	7.8 $\pm$ 0.3	7.9 $\pm$ 0.4	8.0 $\pm$ 0.3
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	18	2.8 $\pm$ 1.3	2.0 $\pm$ 1.1	1.0 $\pm$ 0.5	2.6 $\pm$ 1.4	2.5 $\pm$ 1.4
<b>Sichttiefe (cm)</b>	12	72.3 $\pm$ 11.6	67.2 $\pm$ 10.7	64.0 $\pm$ 6.0	66.1 $\pm$ 6.2	65.8 $\pm$ 14.5

n: Anzahl der Proben; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Ammonium.

Spezielle Wasseranalytik (KUL)

Bei Betrachtung der Entwicklung der Ammoniumgehalte zeigt sich, dass die Gehalte sich zu Beginn auf einem niedrigen Niveau bewegten und sich erst ab Mitte Juni signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen ergaben (Abb. 26). Gegen Versuchsende war dieser in der Kontrollgruppe am höchsten, was einer erhöhten Stickstoffbelastung durch die Naturstofffertilisation widerspricht. Am geringsten waren die Werte in den Gruppen mit Stroh und Gras-Zugabe, welche demnach eine eindeutig Ammonium-senkende Wirkung zeigten. Strohgabe zeigte demnach signifikant ( $P < 0.05$ ) geringere Werte als alle anderen Gruppen am 6.7.2016, wovon am Folgetermin (19.7.2016) nur Grasdüngung eine Ausnahme bildete, welche sich nun aber signifikant von der Kontrollgruppe unterschied ( $P = 0.04$ ).

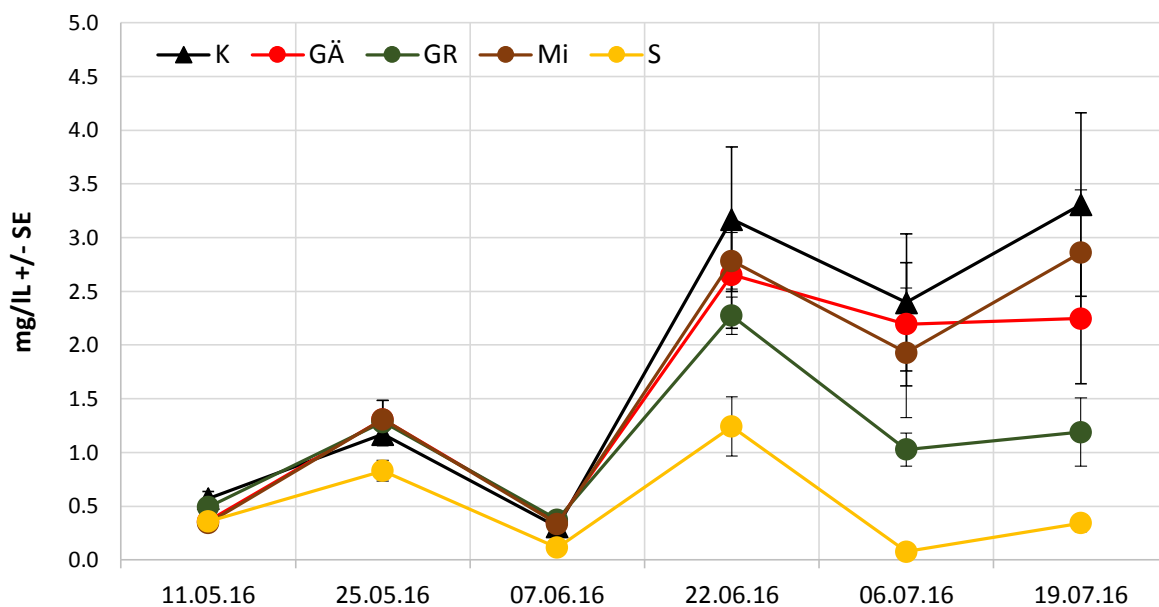


Abb. 26: Mittlere Ammonium-N Gehalte in Düngeversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle, GÄ = Gärreste, GR = Grasschnitt, Mi = Rindermist, S = Stroh).

Der CSB-Wert lag über den gesamten Versuchszeitraum zwischen 50 und knapp über 80 mg/L O<sub>2</sub> und zeigte keine Unterschiede zwischen den Gruppen (Abb. 27). Dies kann ebenfalls als starkes Indiz dafür gewertet werden, dass die verwendeten Fertilisationsmengen selbst im eutrophen Teich keine negative organische Belastung des Wassers erzeugten.

Der mittlere Gehalt an Gesamt-Phosphat in den Gruppen zeigte, nach zunächst für einen nährstoffreichen Teich recht geringen Werten, unter 0.2 mg/L im Mai und unter 0.4 mg/L Anfang Juni, einen deutlichen Anstieg im Juli (Abb. 28), wobei die nährstoffdichten Düngemittel Mist und Gärreste die höchsten Werte erzielten. Offenbar konnte auch angesichts des Anstiegs an ortho-Phosphat (Abb. 29) der im Überschuss vorhandene (rückgelöste und eingebrachte) Phosphor ab Mitte Juli nicht mehr effizient von Algen verwertet werden, da ein zu hoher Fraßdruck durch ein hohes Aufkommen planktischer Crustaceen herrschte (s. Abb. 90b & 91). Dies galt ebenso für den Kontrollansatz, wobei die P-Gehalte nach Stroh- und Graspabe unter denen der Kontrolle lagen.

## STEIGERUNG DER NATURNAHHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

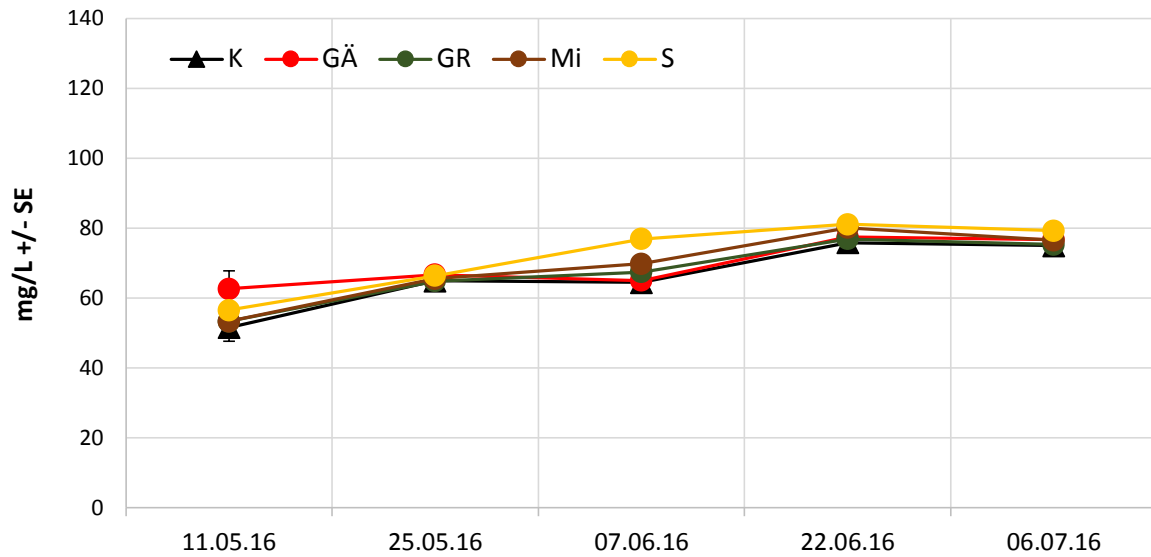


Abb. 27: Mittlerer CSB-Gehalt in Düngerversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle, GÄ = Gärreste, GR = Grasschnitt, Mi = Rindermist, S = Stroh).

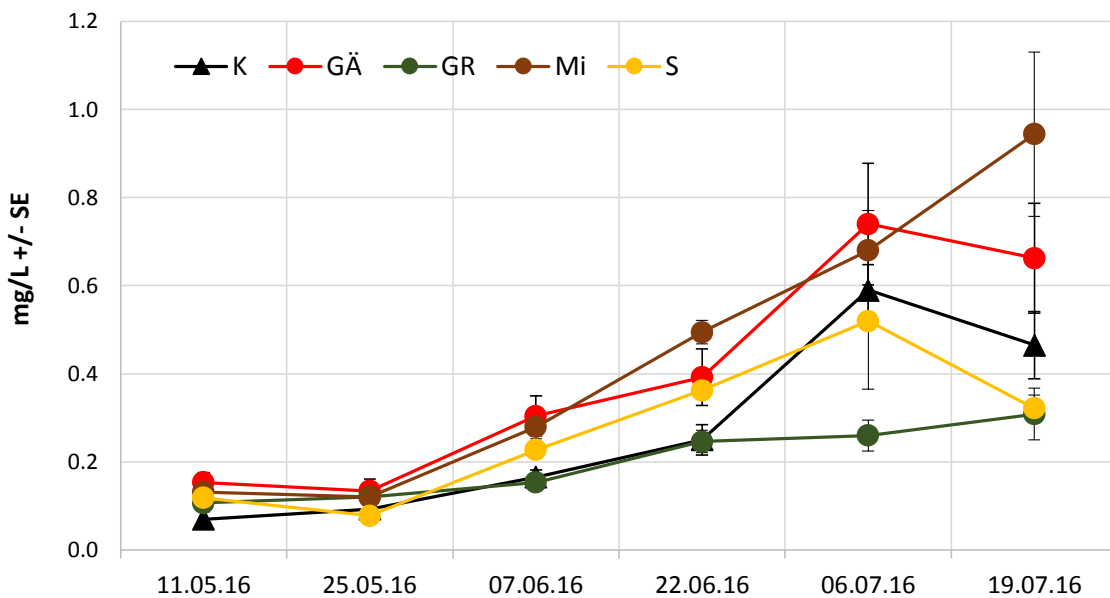


Abb. 28: Mittlere Gesamt-Phosphat Gehalte in Düngerversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle, GÄ = Gärreste, GR = Grasschnitt, Mi = Rindermist, S = Stroh).

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

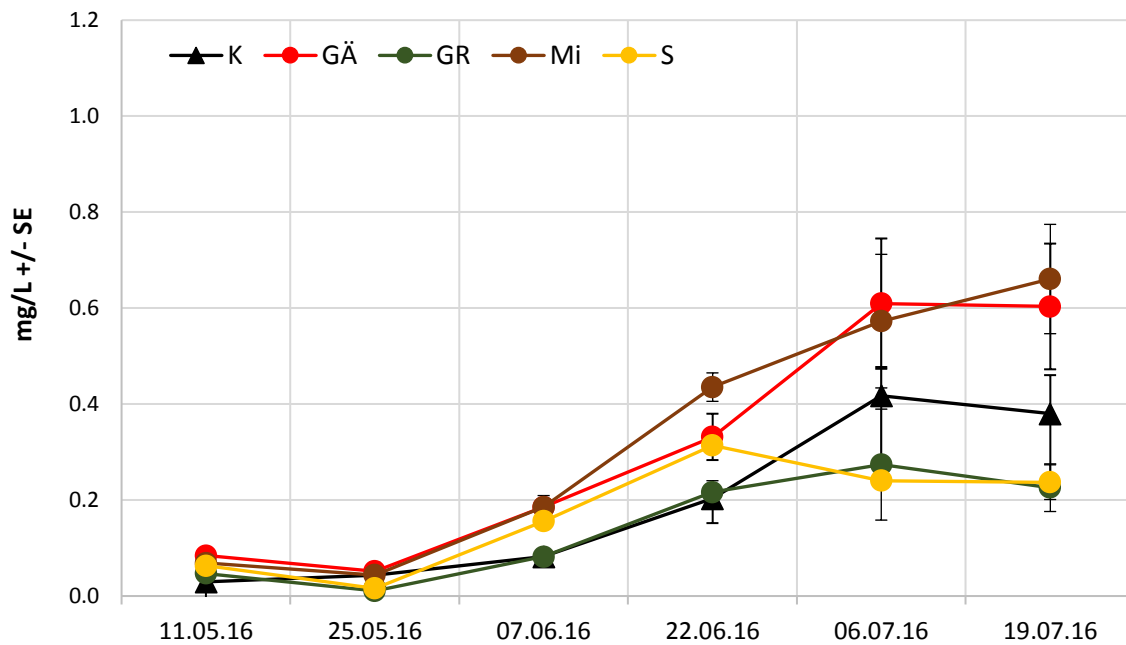


Abb. 29: Mittlere ortho-Phosphat Gehalte in Düngeversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle, GÄ = Gärreste, GR = Grasschnitt, Mi = Rindermist, S = Stroh).

Im sehr niedrigen Bereich befanden sich die gemessenen Nitratwerte bei den Versuchsgruppen (Abb. 30). Die Gehalte können als äußerst gering eingestuft werden, die Düngung hatte keinen negativen Einfluss auf die Nitratwerte. Nitrit lag ebenfalls im, für Fische unbedenklichen, Bereich und lag lediglich ab Juli, in der mit Gärresten behandelten Gruppe über 0.1 mg/L (Abb. 31). Alle anderen Versuchsgruppen zeigten Nitrit-Werte unter dem Niveau der Kontrolle.

Der Gesamtstickstoffgehalt im Wasser ist im Wesentlichen mit der Summe aus Nitrat-, Ammonium-, und Nitritstickstoff gleichzusetzen. Der Stickstoffgehalt von unbelastetem Oberflächenwasser liegt zwischen 3 und 7 mg/L. Bei belasteten Wassern kann er bis auf 200 mg/L ansteigen. Gesamtstickstoff-Gehalte lagen bei max. 5 mg/L und stiegen im Versuch von Mai bis Ende Juni an, um danach zu stagnieren (Abb. 32). Dabei zeigte die Gruppe mit Strohgabe die geringsten Absolutwerte. Alle Gruppen lagen unter oder gleichauf mit den Kontrollansätzen. Insgesamt kann der N-Gehalt im Wasser als niedrig, aber nicht limitierend für das Wachstum an Phyto- und Zooplankton eingeordnet werden.

## STEIGERUNG DER NATURNAHHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

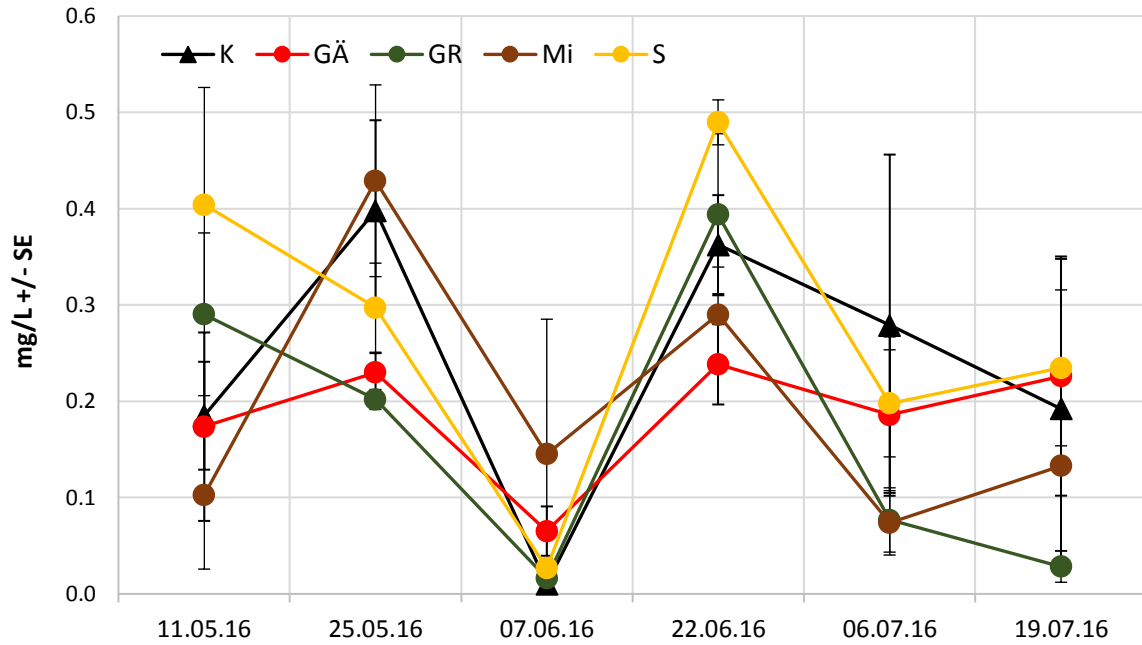


Abb. 30: Mittlere Nitrat-Gehalte in Düngeversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle, GÄ = Gärreste, GR = Grasschnitt, Mi = Rindermist, S = Stroh)

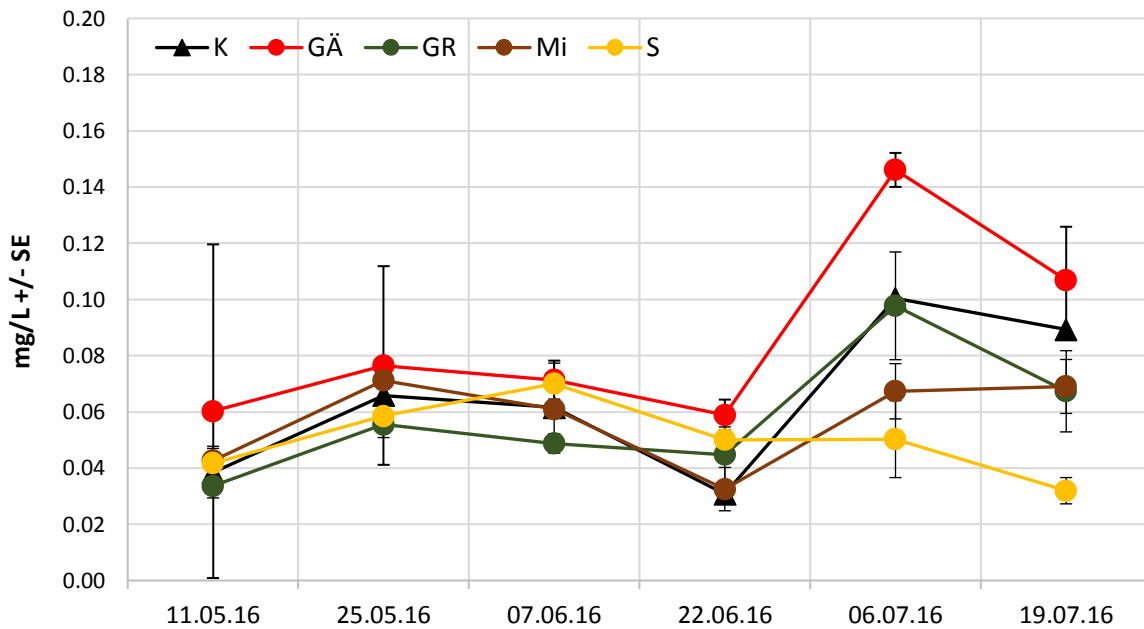


Abb. 31: Mittlere Nitrit Gehalte in Düngeversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle, GÄ = Gärreste, GR = Grasschnitt, Mi = Rindermist, S = Stroh).

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

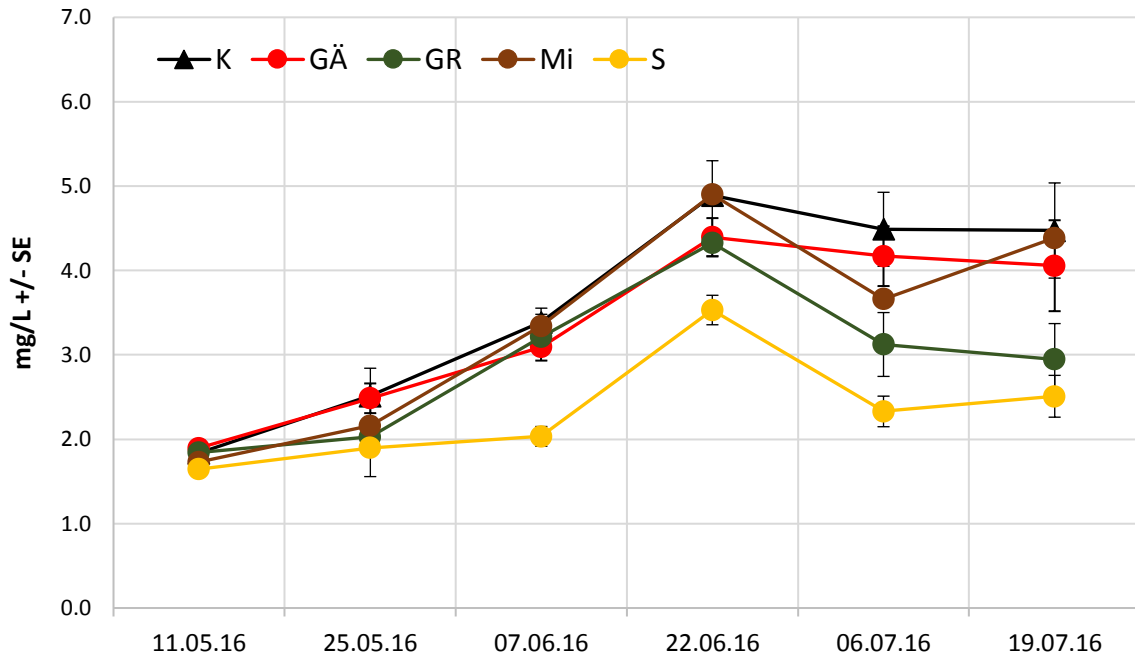


Abb. 32: Mittlere Gesamt-Stickstoff Gehalte in Düngeversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle, GÄ = Gärreste, GR = Grasschnitt, Mi = Rindermist, S = Stroh).

Die Karbonathärte entspricht dem Anteil der Erdalkalitionen, da dieser dem im Wasser gelösten Karbonat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) und Hydrogencarbonationen ( $\text{HCO}_3^-$ ) gleichzusetzen ist. Hinsichtlich der Karbonathärte (Alkalität/SBV) waren im Versuchszeitraum zwischen den Gruppen keine Unterschiede feststellbar (Abb. 33). Global lag der Wert zwischen 1.2 und 2 mmol/L Carbonat, was ein sehr „weiches“ Wasser mit einer Kohlenstoff-Untersättigung in allen Versuchsgruppen anzeigt.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

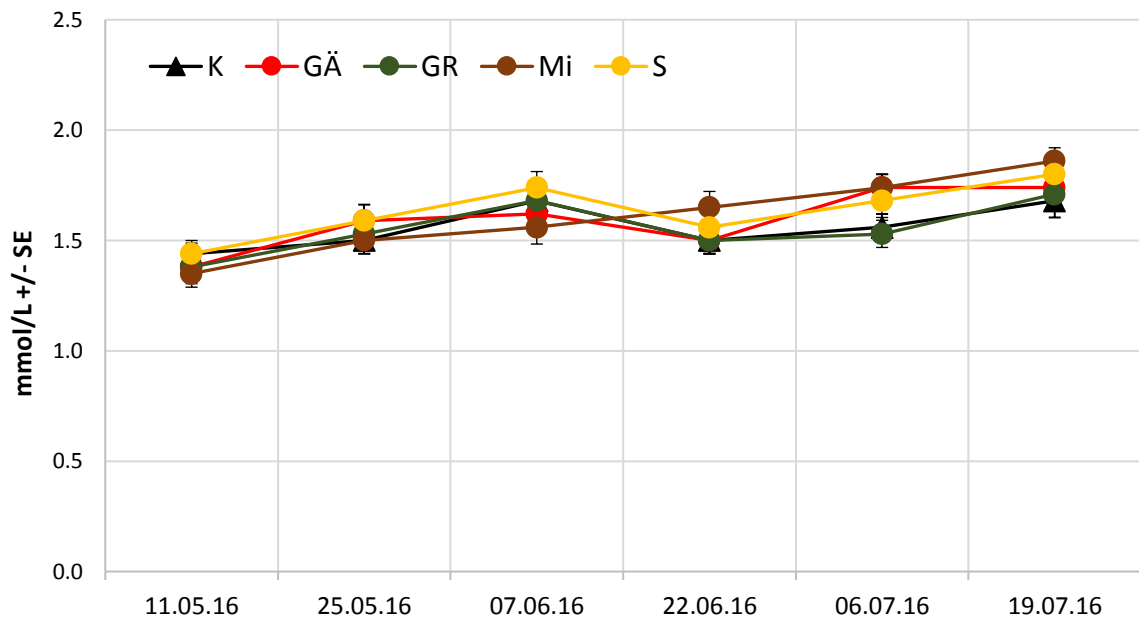


Abb. 33: Mittlere Karbonathärte (mmol/L  $\text{CO}_3^{2-}/\text{HCO}_3^-$ ) in Düngerversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle, GÄ = Gärreste, GR = Grasschnitt, Mi = Rindermist, S = Stroh).

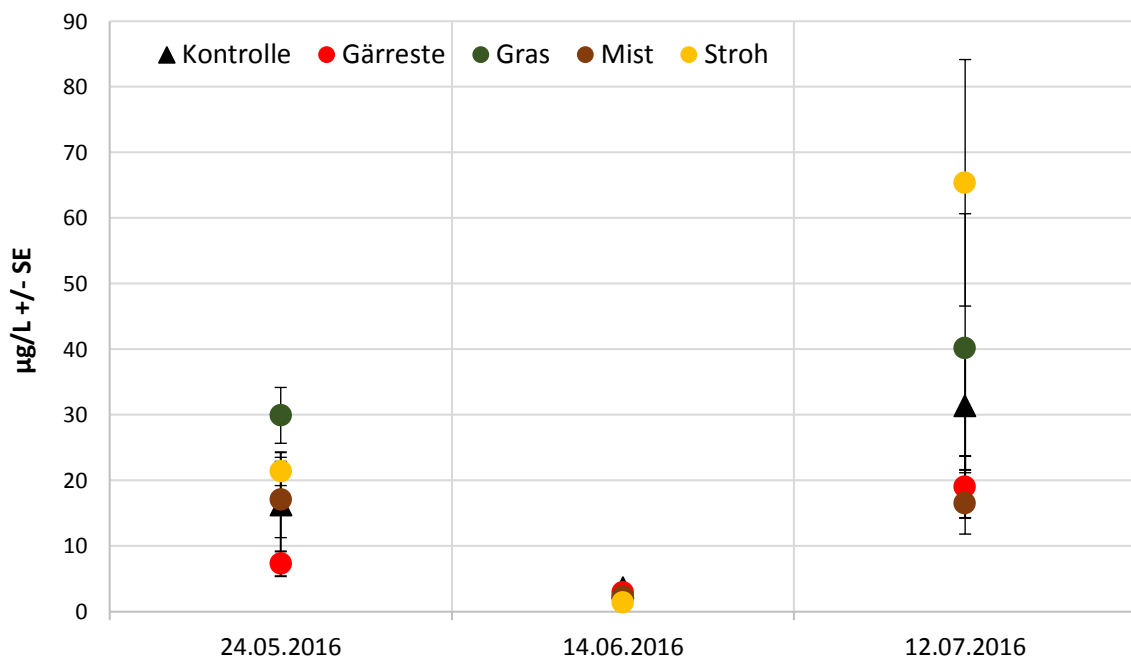


Abb. 34: Mittlere Chlorophyll a Gehalte in Düngerversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

Die Messgröße für das Phytoplanktonaufkommen, (aus den Wasserproben extrahiertes Chlorophyll a), konnte an 3 Terminen während des Versuchszeitraums in allen RPE ermittelt werden (Abb. 34). Am Termin Mitte Juni konnten nur äußerst geringe Werte gemessen werden, es war demnach in allen Gruppen kaum Phytoplankton vorhanden. Es zeigten sich aber an den anderen Terminen deutliche Unterschiede zwischen den Versuchsgruppen. Obgleich es statistisch zu keiner signifikante Erhöhung des Chl-a-Gehalts kam, hatten Stroh und Gras zu den jeweiligen Probeterminen einen tendenziell positiven Effekt auf die Phytoplankton-Produktion. Die Gabe von Gärresten stellte sich im Vergleich mit den Kontrollansätzen eher als nachteilig dar.

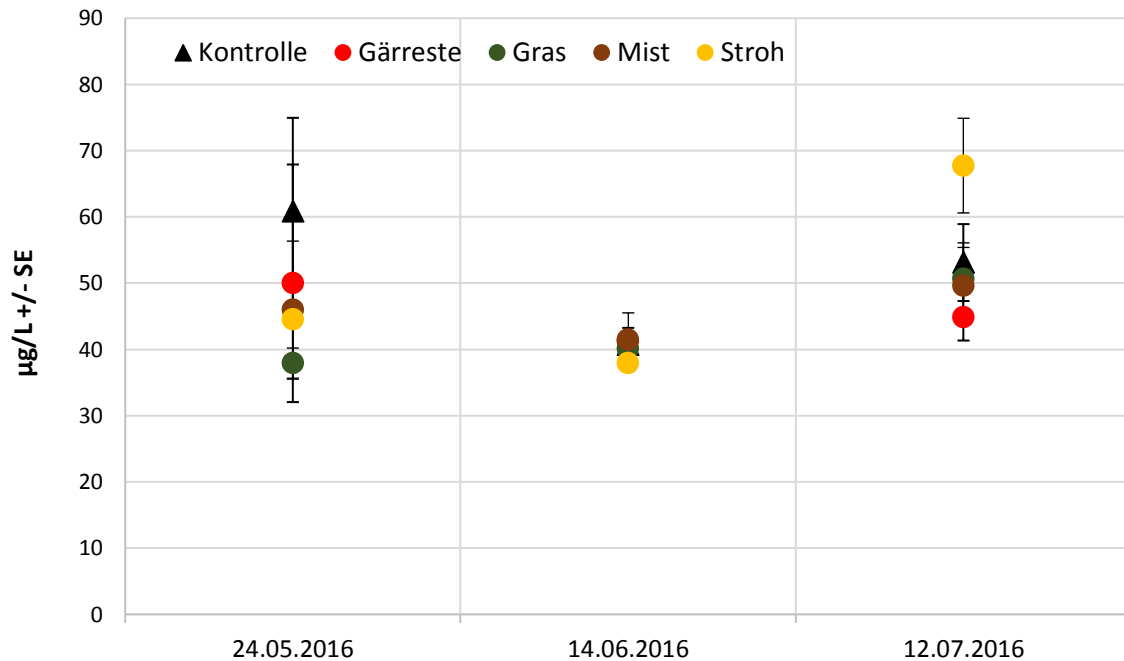


Abb. 35: Mittlere Gehalte an Phaeopigment in Düngerversuchen mit RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich zu verschiedenen Probeterminen.

Nicht photosynthetische Pigmente, sog. Phaeopigmente, sind Abbauprodukte von Algenchlorophyll-Pigmenten. Bestimmte stabile Chlorophyll a Abbauprodukte, v.a. Phaeophorbid a und Phaeophytin a, sind Indikatoren für planktische Weidevorgänge („grazing“, Jeffrey, 1980), welche von algenkonsumierenden Organismen ausgeschieden werden, und somit ein Maß für vorausgegangene Produktion, sowohl an Phyto-als auch an Zooplankton, gelten. Im Vergleich der ermittelten Werte zeigte sich eine in etwa gleichbleibend hohe Algenkonsum-Aktivität vor den Beprobungen ohne deutliche Gruppenunterschiede (Abb. 35).



### RPE-Versuche mit Fischbesatz (2017)

#### Routinemesswerte (IFI)

Die durchschnittlichen Werte während des gesamten Versuchszeitraumes für verschiedene Wasserparameter sind in Tab. 6 dargestellt. Die Wassertemperatur am Morgen (Oberfläche und Boden) verschiedener Gruppen war ähnlich. Die mittleren pH-Werte variierten nicht stark zwischen den Gruppen. Der höchste Mittelwert des pH-Wertes wurde bei der Behandlung beobachtet, bei der weder Fische besetzt, noch gedüngt wurde. Der gelöste Sauerstoff war zwischen verschiedenen Behandlungsgruppen war sehr ähnlich und die Mittelwerte waren im fischverträglichen Bereich. Die Sichttiefe zwischen den Gruppen war sehr unterschiedlich. Die höchste Sichttiefe war in der Gruppe ohne Karpfen ( $79.7 \pm 10.6$  cm) im Vergleich zu Gruppen mit Karpfen zu verzeichnen (Abb. 36). Der Mittelwert der Sichttiefe reichte von 28.5 bis 31.3 cm in den RPE mit Fischen. Grosse Unterschiede wurden im mittleren Gehalt an  $\text{NH}_4^+$  zwischen den Gruppen beobachtet. Der Mittelwert von  $\text{NH}_4^+$  in der Kontrollgruppe (ohne Düngung und Fischbesatz) war im Vergleich zu den anderen drei Gruppen zweifach höher. Außerdem wurde in dieser Gruppe (ohne Fisch und ohne Düngung) eine große Bandbreite zwischen minimalem (0.1 mg/L) und maximalem (3.4 mg/L) Wert beobachtet.



Abb. 36: Luftbild der 24 RPE in den beiden Versuchsteichen im Rahmen des Düngerversuchs mit Fischbesatz 2017. Erkennbar ist die deutliche Trübung durch die Fische in den besetzten Einheiten.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Tab. 6: Aufstellung der physikalischen und chemischen Parameter von Teichwasser gemessen in fischfreien RPE von Mai bis Oktober 2017 (RPE 2017).

Parameter	Gruppe	n	Durchschnitt (Mittelw ± Stabw)	Minimum	Maximum
Temperatur Oberfläche (°C)	Kontrolle	132	19.4 ± 3.7	12.7	25.1
	Pferdemist	110	19.3 ± 3.7	12.7	24.8
	Nur Karpfen	88	19.3 ± 3.7	12.5	24.8
	Hühnermist	88	19.3 ± 3.7	12.7	25.0
Temperatur Boden (°C)	Ohne Fisch	132	19.3 ± 3.7	12.7	25.0
	Pferdemist	110	19.2 ± 3.6	12.7	24.5
	Nur Karpfen	88	19.1 ± 3.6	12.6	24.5
	Hühnermist	88	19.2 ± 3.6	12.7	24.7
Sauerstoff Oberfläche (mg/L)	Ohne Fisch	132	8.5 ± 4.3	0.8	19.1
	Pferdemist	110	7.8 ± 3.3	1.6	17.1
	Nur Karpfen	88	9.1 ± 2.9	1.0	18.3
	Hühnermist	88	8.2 ± 3.8	1.6	20 <
Sauerstoff Boden (mg/L)	Kontrolle	132	8.1 ± 4.2	0.7	18.6
	Pferdemist	110	7.3 ± 3.0	1.6	16.3
	Nur Karpfen	88	8.4 ± 2.8	1.0	17.1
	Hühnermist	88	7.5 ± 3.4	1.6	20 <
pH-Wert	Kontrolle	132	8.5 ± 0.7	7.5	9.8
	Pferdemist	110	8.2 ± 0.3	7.6	9.2
	Nur Karpfen	88	8.3 ± 0.3	7.6	9.0
	Hühnermist	88	8.1 ± 0.3	7.6	9.1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	Kontrolle	96	0.6 ± 0.7	0.1	3.4
	Pferdemist	80	0.3 ± 0.1	0.1	0.9
	Nur Karpfen	64	0.3 ± 0.1	0.1	0.7
	Hühnermist	64	0.3 ± 0.1	0.1	0.6
Sichttiefe (cm)	Kontrolle	132	79.7 ± 10.6	40.0	105.0
	Pferdemist	110	28.5 ± 9.0	15.0	65.0
	Nur Karpfen	88	31.3 ± 11.7	15.0	80.0
	Hühnermist	88	29.2 ± 8.2	15.0	55.0

n: Anzahl der Proben; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Ammonium.

### Spezielle Wasseranalytik (KUL)

Die Gehalte an Ammonium-N in den Versuchen mit RPE in nährstoffärmeren Versuchsteichen lagen weit unter den Werten, welche im Vorjahr in den Ansätzen im nährstoffreichen Teich ohne Fischbesatz gemessen wurden (Abb. 37). Bis auf eine Ausnahme der Kontrollansätze Anfang Juni lagen die Werte unter 0.8 mg/L, was eine sehr geringe Belastung des Wassers indiziert. Dabei zeigten sich durch die Düngegaben wie auch durch den Fischbesatz keine nennenswerten Anstiege an gelöstem Ammonium-N. Ohne Fischbesatz waren diese gegenüber den gedüngten Ansätzen im

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Juni und Juli sogar erhöht. Die geringgradige Wasserbelastung spiegelte sich auch beeindruckend in den gemessenen CSB-Werten zu Beginn und Ende des Versuchszeitraums wider. Es existierte demnach weder ein Anstieg in der organischen Belastung des Wassers noch jeglicher Unterschied zwischen den Gruppen (Abb. 38).

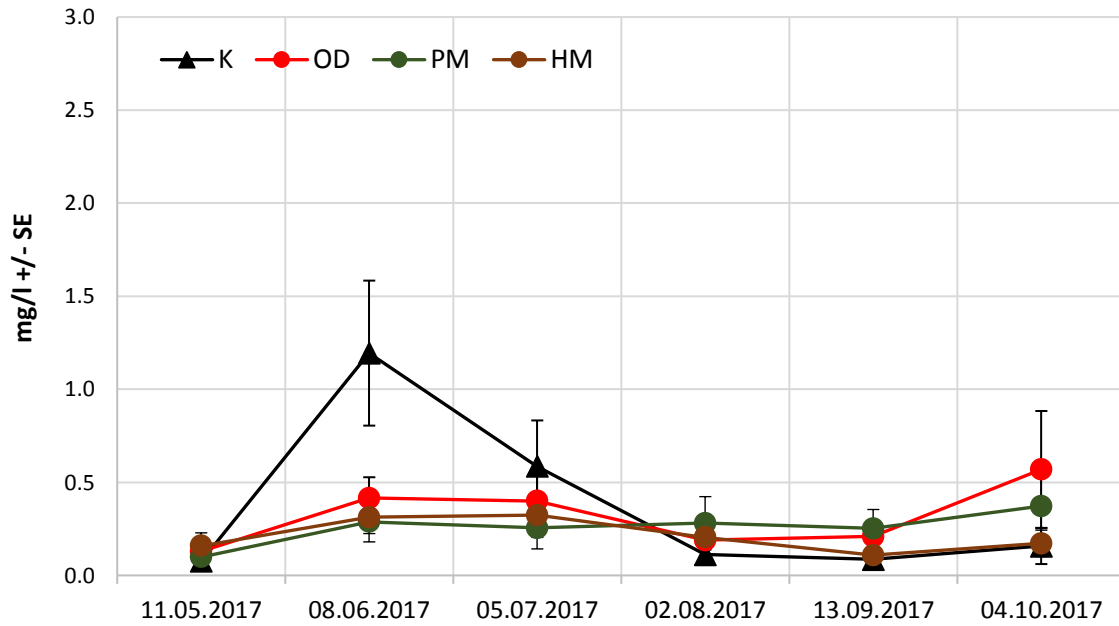


Abb. 37: Mittlere Ammonium-N Gehalte in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemist, HM = Hühnermist).

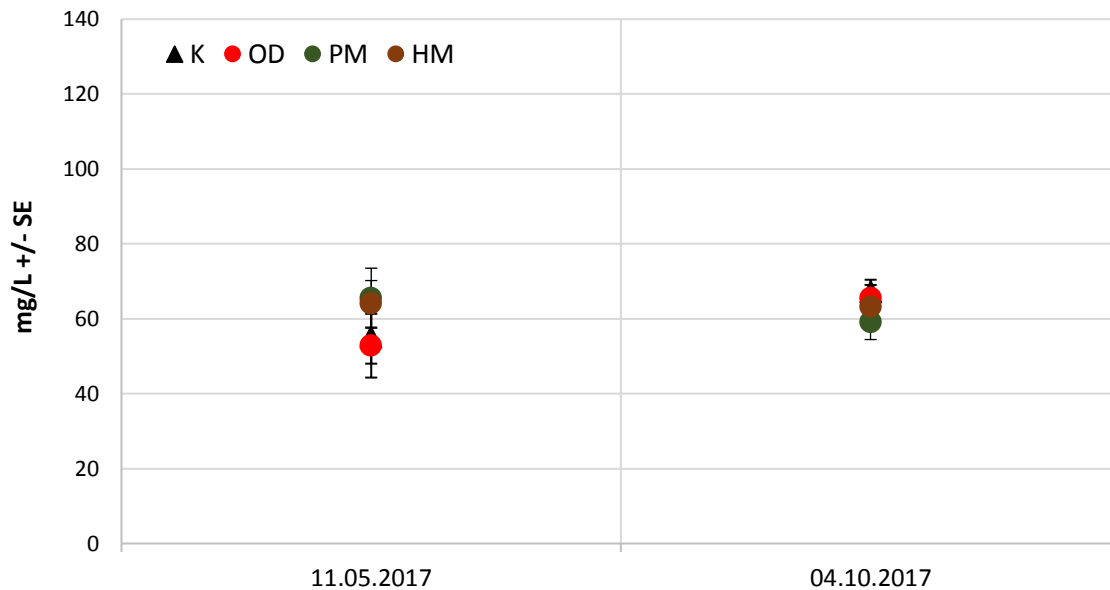


Abb. 38: Mittlerer CSB in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu Beginn und Ende des Versuchszeitraums. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemist, HM = Hühnermist).

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Die gemessenen Werte für Gesamtphosphat in den Versuchsgruppen verdeutlichten den sehr geringen Gehalt an P-Verbindungen in den beiden nährstoffarmen Teichen (Abb. 39). Diesen konnten wir augenscheinlich durch keine der Fertilisationsmethoden über das Maß dessen, was in den Ansätzen auch verbraucht wurde, erhöhen.

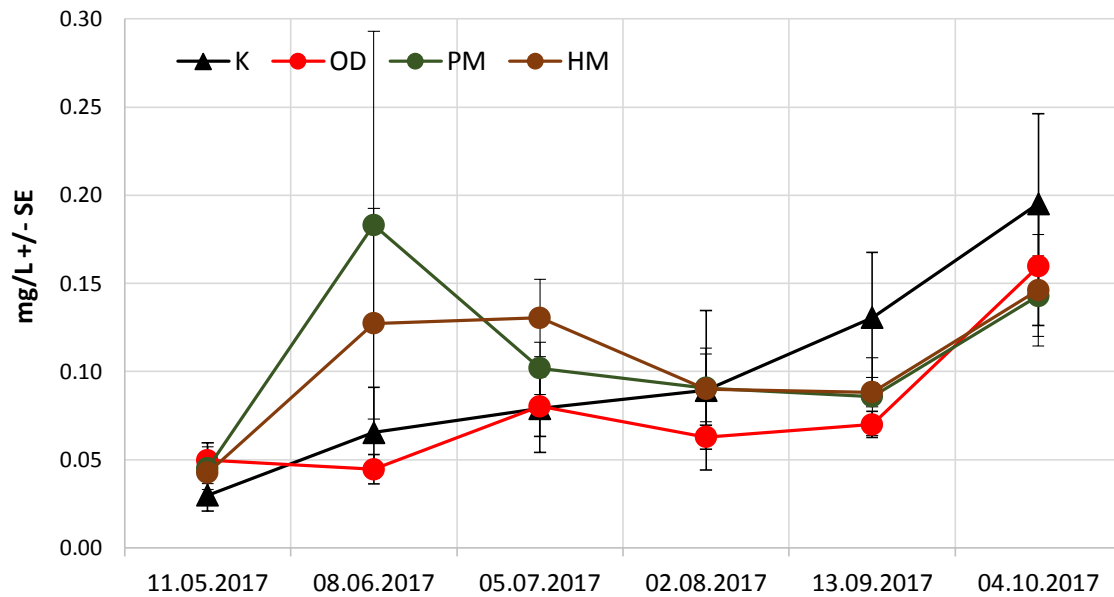


Abb. 39: Mittlere Gesamt Phosphat Gehalte in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemit, HM = Hühnermist).

Die Konzentration an gelösten ortho-Phosphat-Verbindungen lag, mit zumeist unter 0.1 mg/L, nochmals deutlich unter den Gesamtphosphat-Gehalten (Abb. 40), was wiederum bestätigte, dass ein Mangel an verfügbarem Phosphor vorherrschte. Bei Fischbesatz zeigte sich, speziell im September, ein drastischer Abfall auf kaum noch messbare Werte.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

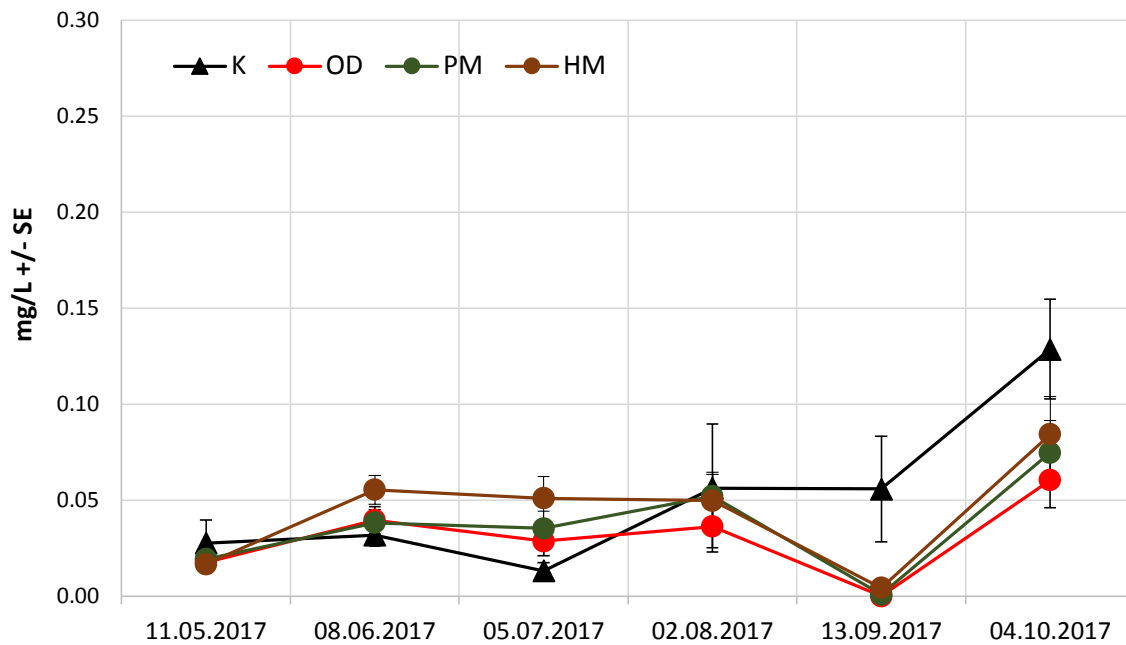


Abb. 40: Mittlere ortho-Phosphat Gehalte in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemist, HM = Hühnermist).

Auch in diesem Versuch waren die Messwerte für Nitrat als sehr gering einzuordnen, ohne dass Unterschiede zwischen den Gruppen auftraten (Abb. 41). Hierbei war lediglich nach der Hauptwachstumsperiode im September ein deutlicher, aber immer noch sehr geringer, Anstieg zu beobachten. Das, in wesentlich geringeren Konzentrationen, fischtoxische Nitrit stieg lediglich im Juli auf einen Wert über 0.2 mg/L an, dies jedoch v.a. in der Kontrolle ohne Fische und Düngung (Abb. 42). Die gemessenen Nitritwerte können für Karpfen als unbedenklich erachtet werden.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

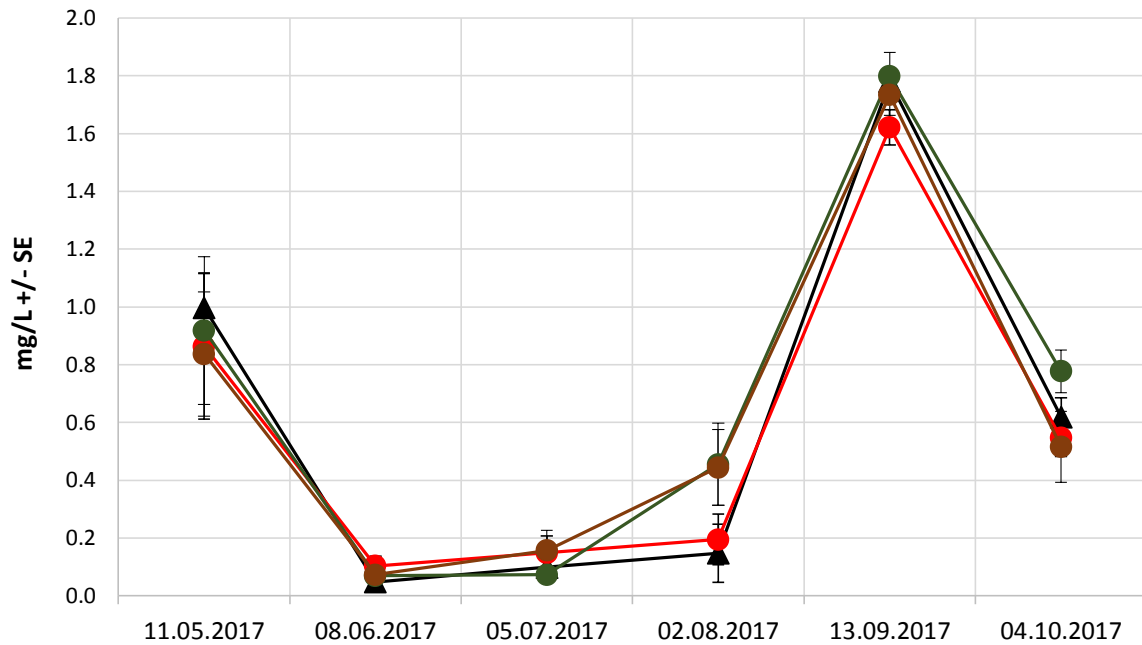


Abb. 41: Mittlere Nitrat Gehalte in Düngerversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemit, HM = Hühnermist).

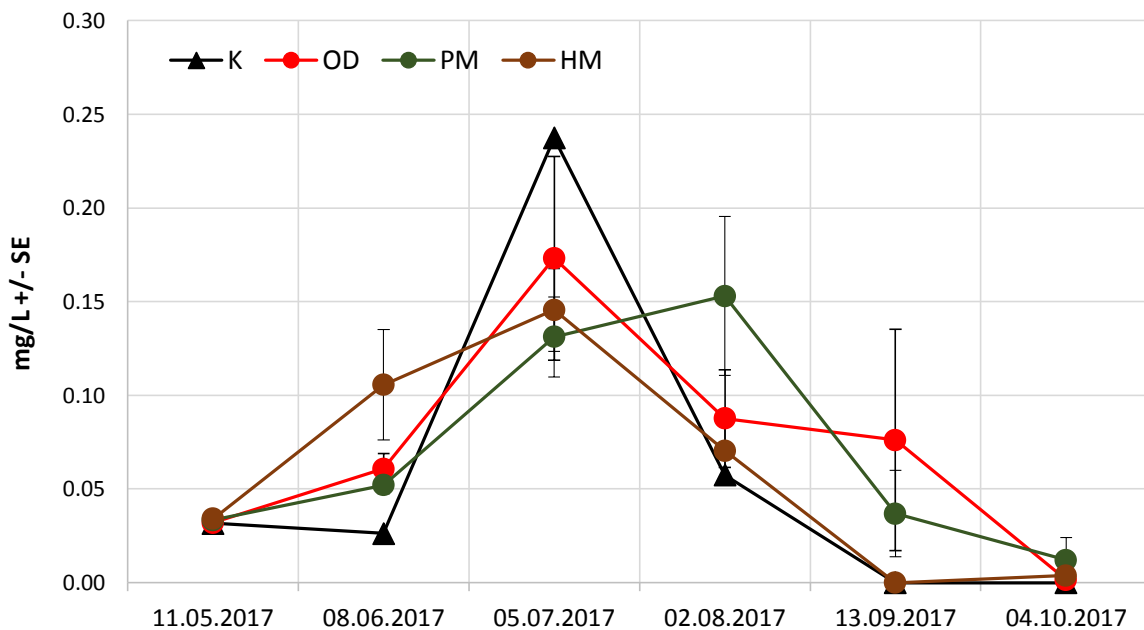


Abb. 42: Mittlere Nitrit Gehalte in Düngerversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemit, HM = Hühnermist).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPfENTEICHWIRTSCHAFT

Die Messwerte der gesamten Stickstoff-Verbindungen verdeutlichten, dass keine Düngung eine signifikante Erhöhung der Stickstoffbelastung mit sich brachte (Abb. 43). Im August waren lediglich in den mistgedüngten Ansätzen leicht höhere Werte zu verzeichnen, im September zeigte die ungedüngte Gruppe die höchsten N-Gehalte.

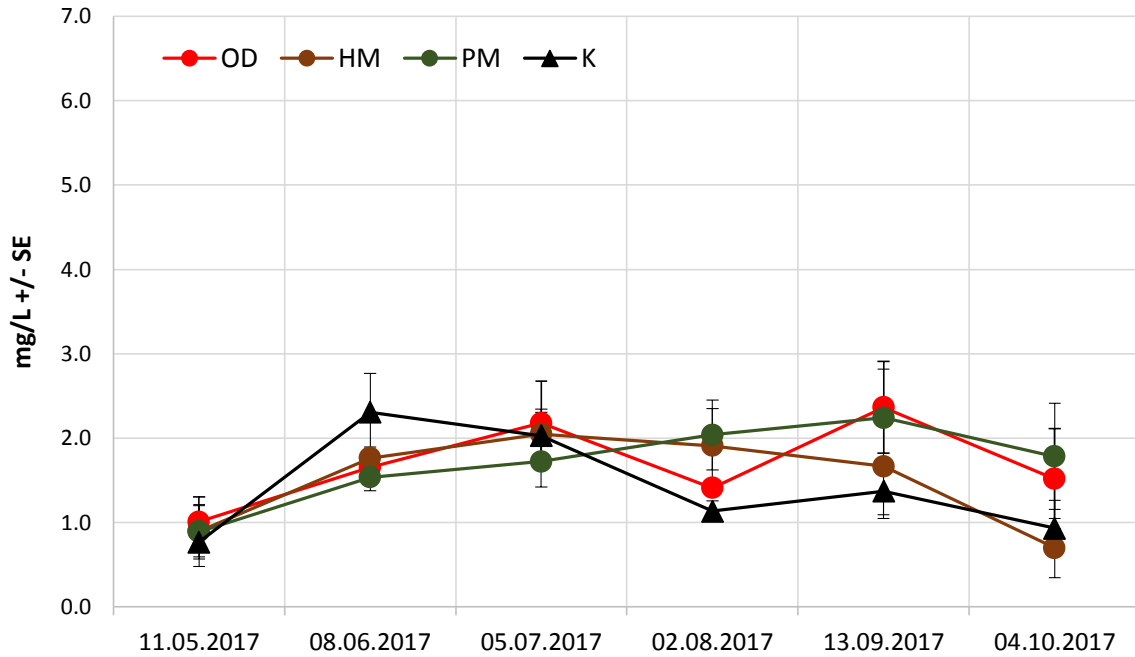


Abb. 43: Mittlere Gesamt-Stickstoff Gehalte in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemist, HM = Hühnermist).

Das Kalk-Kohlensäuresystem ist für die Fruchtbarkeit von Teichen von Bedeutung. Das Säurebindungsvermögen bzw. die Karbonathärte stellt somit einen der wichtigsten Parameter für die Teichwirtschaft dar. Sie gibt Auskunft über die im Wasser geführten Mengen an Kohlensäure und kann damit als direktes Maß für die Fruchtbarkeit eines Gewässers gelten. Analog den Resultaten im Versuch ohne Fischbesatz im nährstoffarmen Teich konnten keine Unterschiede hinsichtlich der Alkalinität zwischen den Gruppen gemessen werden. (Abb. 44). Verglichen mit den Daten aus dem eutropheren Teich lagen die Werte mit 4 - 5 mmol/L in diesem Versuch deutlich höher und im Bereich als fruchtbar einzustufender Gewässer. Hinsichtlich des C-Gehalts konnte damit kein Defizit festgestellt werden.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

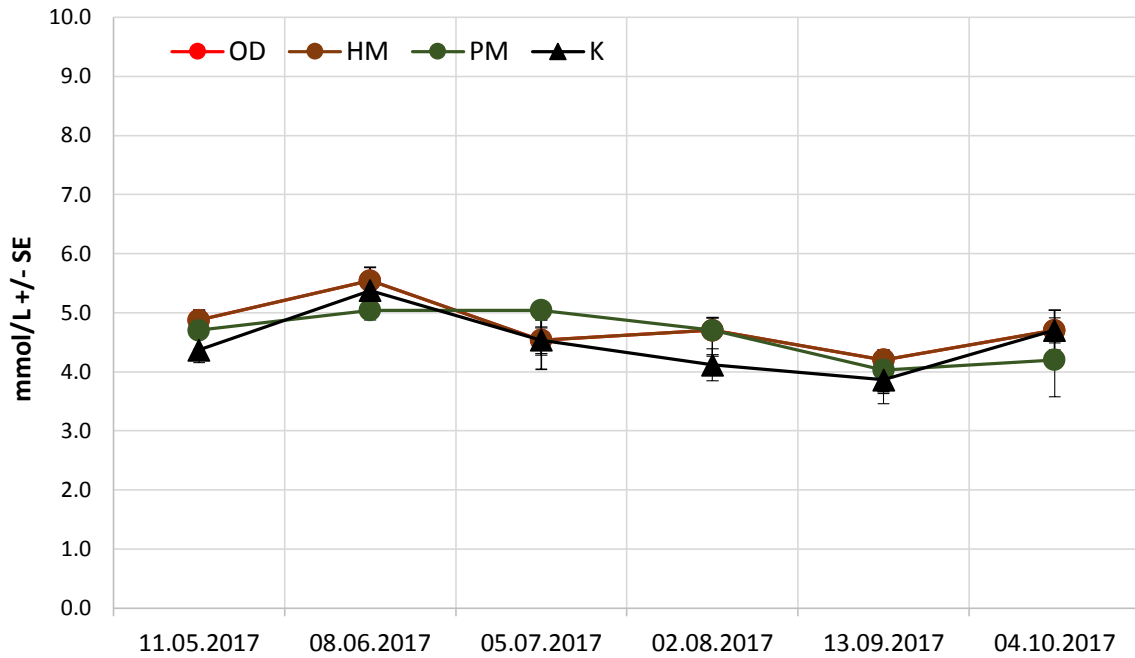


Abb. 44: Mittlere Karbonathärte in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemit, HM = Hühnermist).

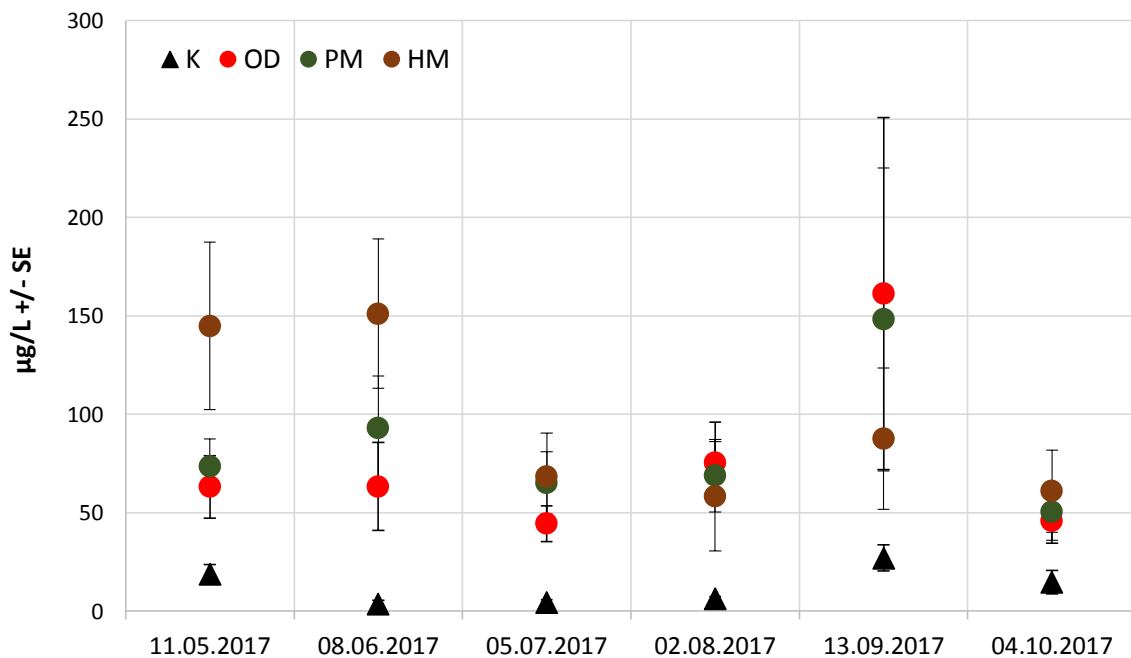


Abb. 45: Mittlere Chlorophyll a Gehalte in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemit, HM = Hühnermist).



## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

Bedeutende Unterschiede zwischen den Gruppen konnten aufgrund der Chlorophyll a-Messungen beobachtet werden (Abb. 45). Die Werte waren in Ansätzen mit Fischbesatz zu allen Probeterminen, mit Ausnahme des 4.10. ( $P = 0.08$ ) und am 13.9. vs. Hühnermistgabe, signifikant höher als im fischfreien Versuchsansatz ( $P < 0.04$ ). Ohne Fische war demzufolge ein durchweg geringeres Phytoplanktonaufkommen festzustellen, was auf die Wühlaktivität der Fische und die damit verbundene Nährstofffreisetzung und v.a. auf das wesentlich stärkere Aufkommen an Makrophyten in den fischfreien RPE zurückzuführen war. Es zeigte sich, dass das Phytoplankton zu Beginn der Düngung deutlich von dem Hühnermist-Eintrag profitierte (nicht signifikant Hühnermist vs. Kontrolle/Düngung mit Pferdemist). Pferdemist konnte denselben Effekt nicht erzielen.

Noch drastischer fiel der Unterschied zwischen mit Fischen besetzten RPE und jenen ohne Besatz, hinsichtlich der vorgefundenen Konzentrationen an Blaualgenpigmenten, aus. Besetzte Ansätze zeigten bezüglich der Konzentrationen an Phycocyanin (Abb. 46), Phycoerythrin (Abb. 47) und Allophycocyanin (Abb. 48) zu allen Messzeitpunkten höhere Gehalte. Von den beiden Fertilisationsansätzen zeigte Hühnermist, in der Tendenz ab August, den etwas geringeren Gehalt an Blaualgen-Pigmenten. Die ungedüngten Ansätze waren indes nur in Bezug auf Allophycocyanin auf dem Konzentrations-Niveau der fischfreien Kontrolle. Teils lag deren Konzentration über den gedüngten Ansätzen. Somit liegt ein direkter Zusammenhang von Fischbesatz und dem Aufkommen an Blaualgen nahe. Die Analyse der Blaualgenpigmente konnte aufgrund der Methodenetablierung erst ab Juli 2017 erfolgen.

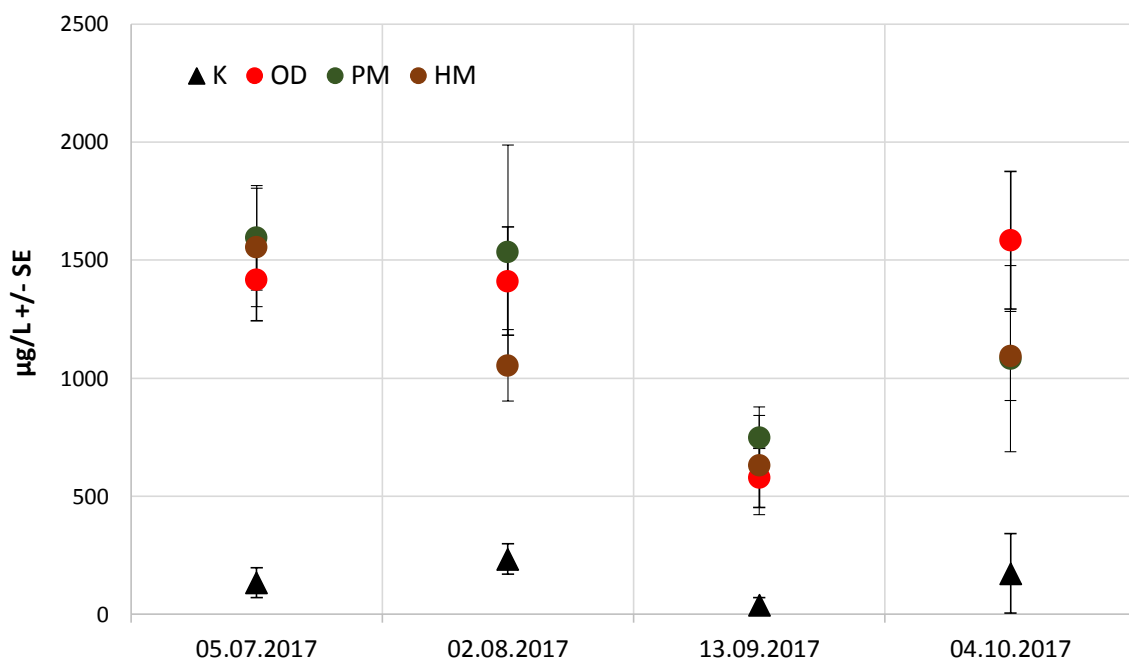


Abb. 46: Mittlere Phycocyanin-Gehalte in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemist, HM = Hühnermist).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

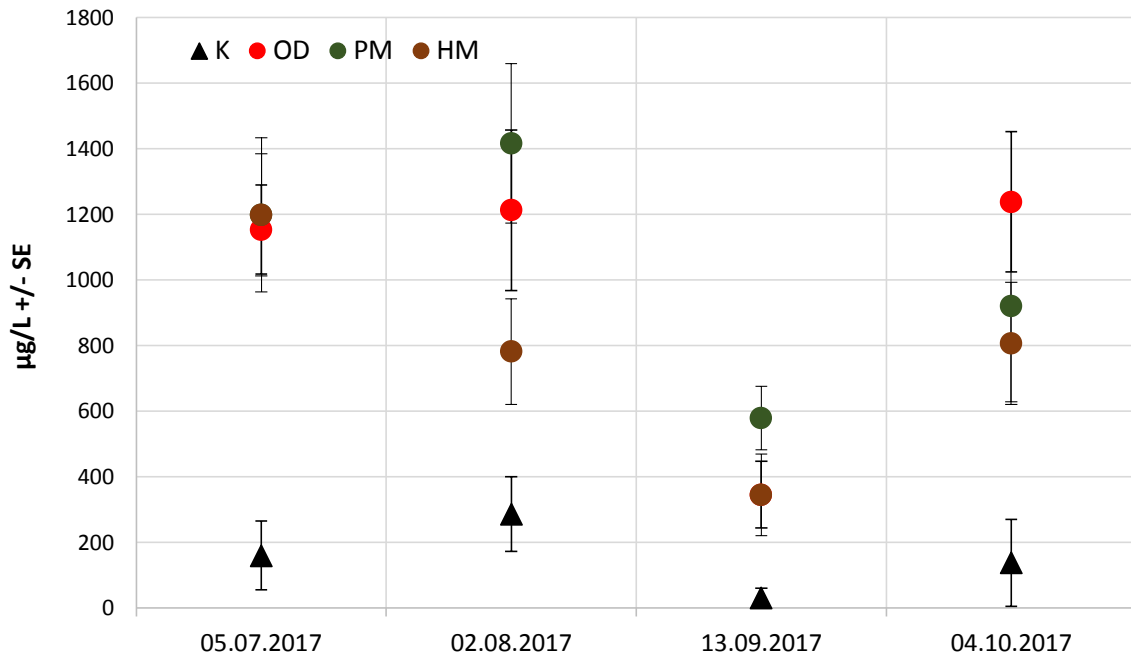


Abb. 47: Mittlere Phycoerythrin-Gehalte in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemist, HM = Hühnermist).

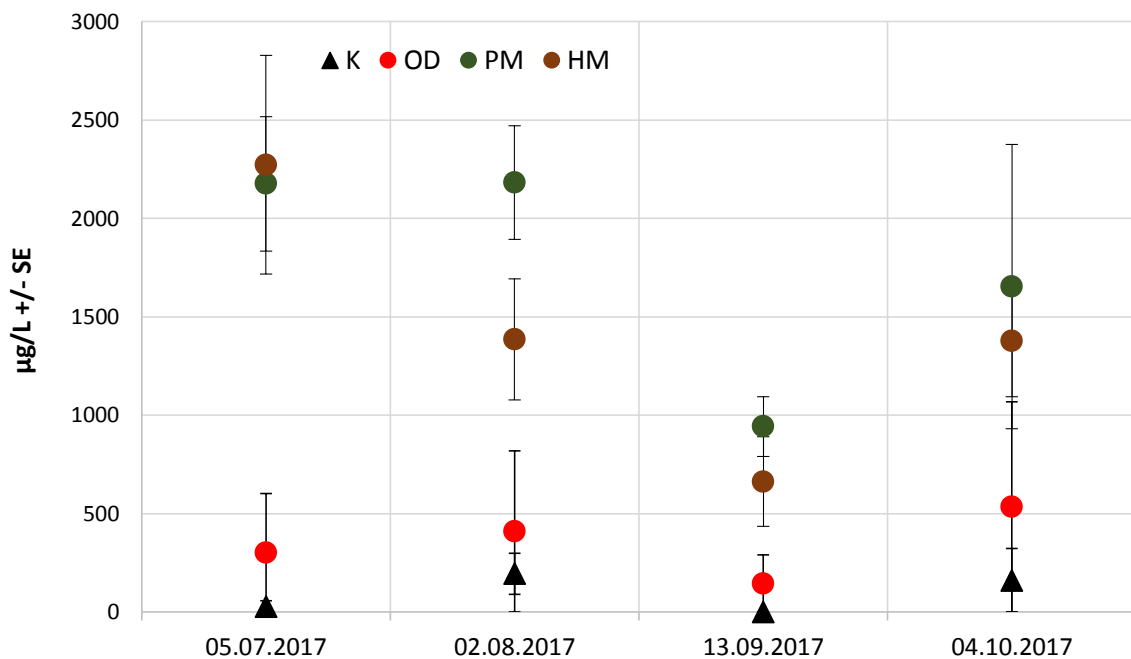


Abb. 48: Mittlere Allophycocyanin-Gehalte in Düngeversuchen mit RPE mit Fischbesatz im nährstoffarmen Teich zu verschiedenen Probeterminen. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemist, HM = Hühnermist).

Monitoring 2016

Routinemesswerte (IFI)

Die Parameter der Wasserqualität, Temperatur (T), gelöster Sauerstoff (mg/L) und pH-Wert sind in den Abb. 49 - 51 dargestellt. Die niedrigsten durchschnittlichen Temperaturwerte wurden im Mai beobachtet. Während des Beobachtungszeitraumes war der Mittelwert der Temperatur im Aischgrund im Vergleich zu Tirschenreuth etwas höher (Abb. 49). Die Variation der Sauerstoff -Werte ist in (Abb. 50) angegeben. Der Sauerstoffgehalt war in beiden Regionen sehr ähnlich, die Mittelwerte liegen zwischen 4.2 und 7.6 mg/L. Die pH-Werte in Tirschenreuth waren während des gesamten Beobachtungszeitraumes um durchschnittlich 0.76 deutlich niedriger als im Aischgrund. Im Bereich Aischgrund lagen die Mittelwerte des pH-Wertes zwischen 7.8 und 8.4, während die Mittelwerte im Bereich Tirschenreuth zwischen 7.1 und 7.6 lagen.

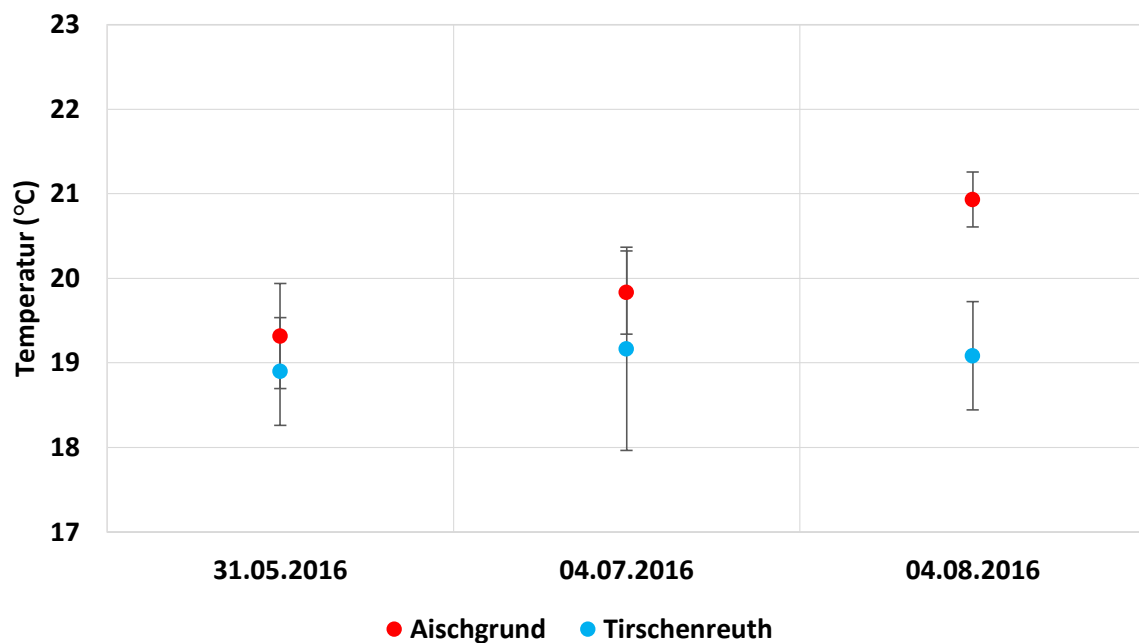


Abb. 49: Mittelwerte ( $\pm$  SD) der Wassertemperatur von Teichen in zwei verschiedenen Teichgebieten (Aischgrund und Tirschenreuth) (n = 6).

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

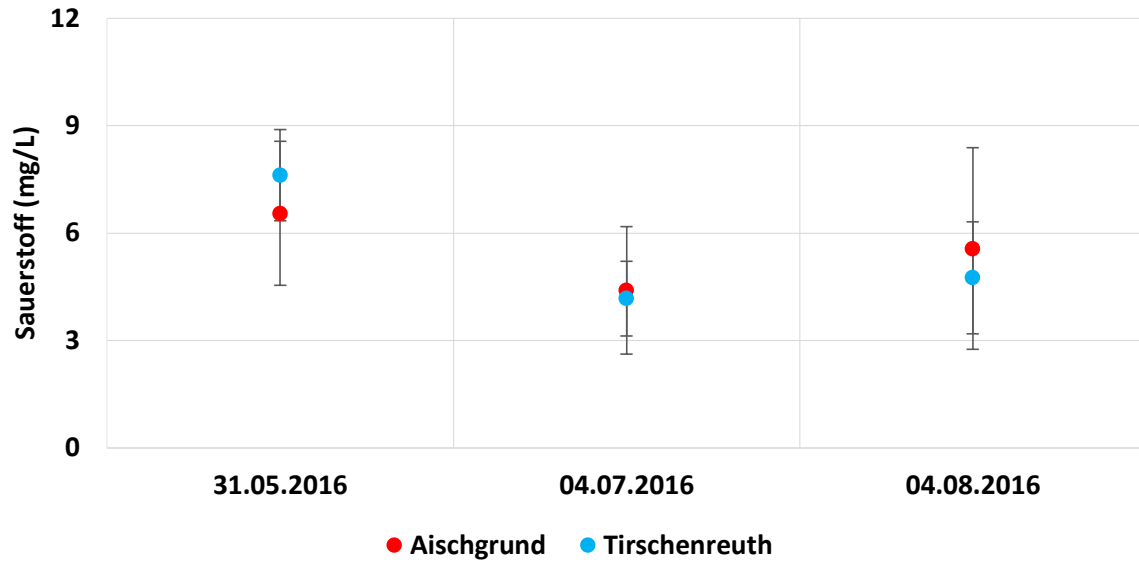


Abb 50: Mittelwerte ( $\pm$  SD) des Sauerstoffgehaltes des Wassers von Teichen in zwei verschiedenen Teichgebieten (Aischgrund und Tirschenreuth) ( $n = 6$ ).

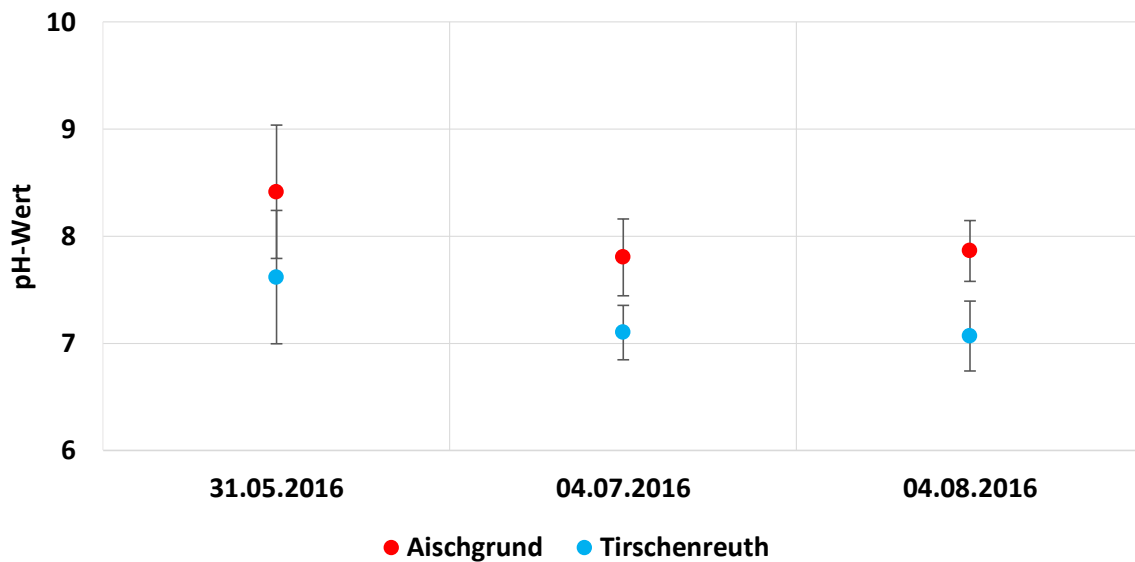


Abb 51: Mittelwerte ( $\pm$  SD) des pH-Wertes des Wassers von Teichen in zwei verschiedenen Teichgebieten (Aischgrund und Tirschenreuth) ( $n = 6$ ).

### Spezielle Wasseranalytik (KUL)

Die gemessenen Werte für Ammonium-N im Rahmen des Monitorings 2016 zeigten zu den beiden Sommer-Probeterminen signifikant höhere Gehalte in den Teichen im Aischgrund ( $P < 0.04$ ) (Abb. 52). Die gemessenen Konzentrationen in Teichen dieser Region sind bei den vorherrschenden pH-Werten und dem damit verbundenen Ammoniakanteil im Wasser für Fische gut verträglich.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

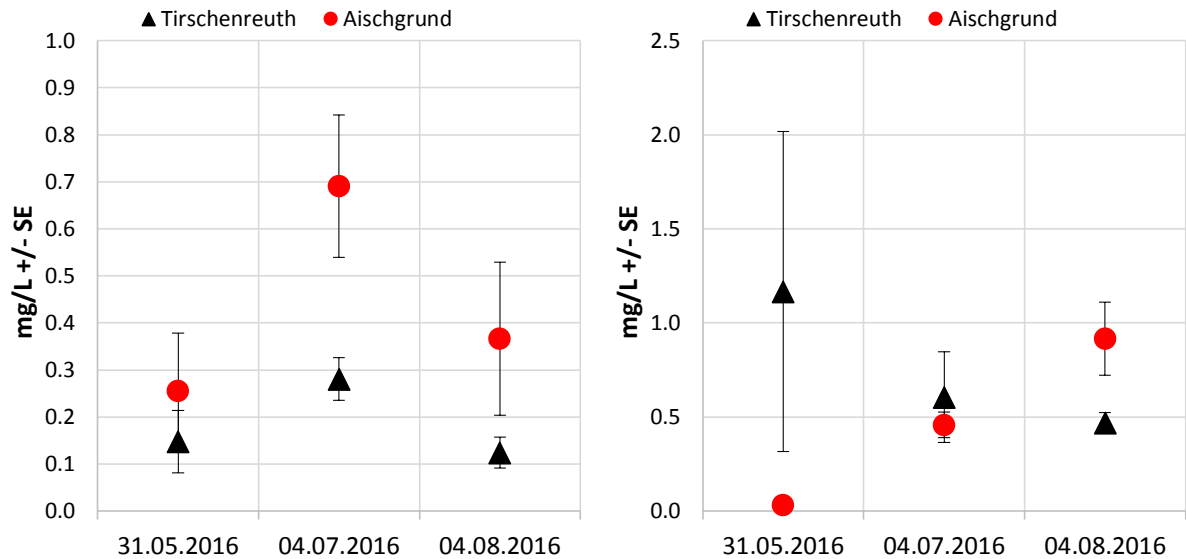


Abb. 52: Mittlere Ammonium-N (links) und Nitrat (rechts)-Gehalte gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

Der Gehalt an Gesamt-Stickstoff (Abb. 53) unterschied sich signifikant, mit einem mehr als doppelt so hohen mittleren Wert im Aischgrund von über 3.5 mg/L, erst im August von den Werten der Teiche in Tirschenreuth ( $P = 0.01$ ). Hierbei trat bezüglich vorhandenem Nitrit (Abb. 53) im Mittel keine und hinsichtlich Nitrat nur bei der Beprobung im Mai eine signifikante Differenz ( $P = 0.02$ ) zutage (Abb. 52).

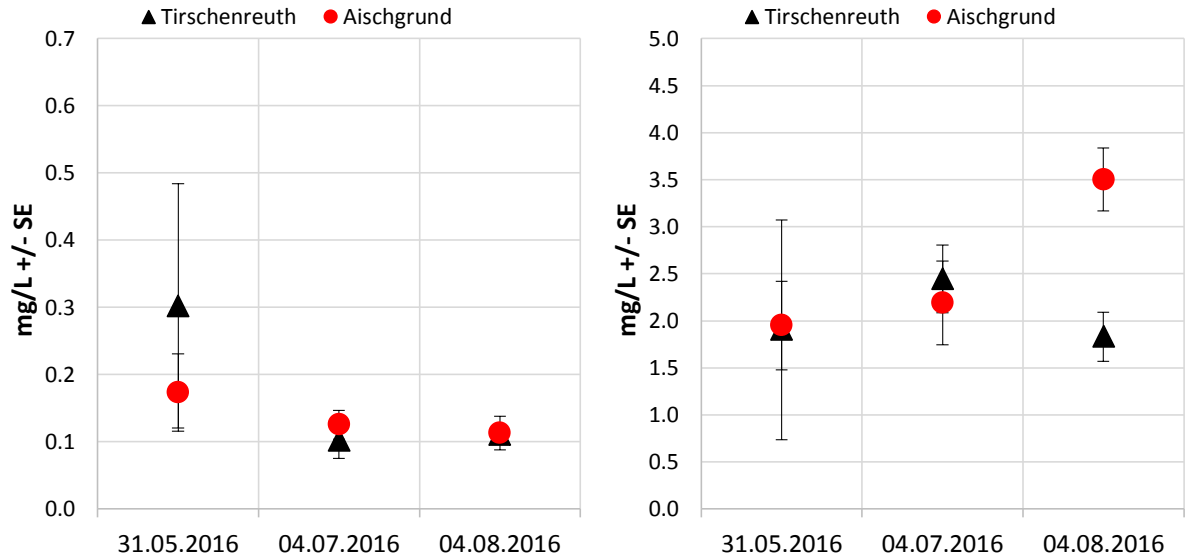


Abb.53: Mittlere Nitrit- (links) und Gesamtstickstoff- (rechts)-Gehalte gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFFENTEICHWIRTSCHAFT

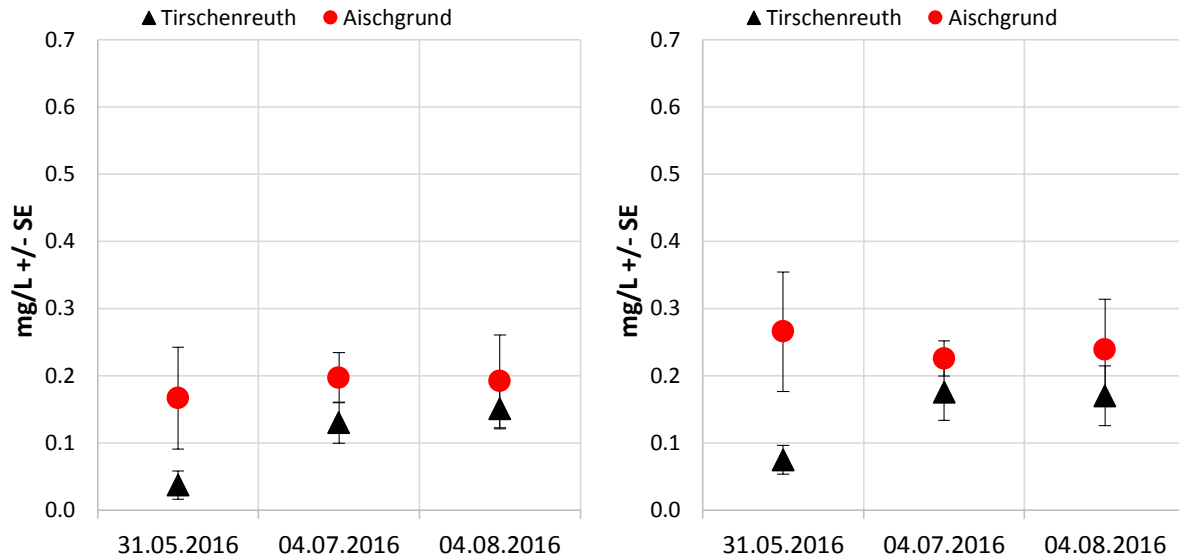


Abb. 54: Mittlere ortho-Phosphat (links) und Gesamtphosphat (rechts)-Gehalte gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpffenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

Messungen von ortho- und Gesamt-Phosphat zeigten, mit teils weit unter 0.3 mg/L für Fischproduktionsgewässer, zu niedrige Werte in beiden Regionen (Abb. 54). Erwartungsgemäß war der Phosphatgehalt in Teichen aus dem Aischgrund stets höher als in Tirschenreuther Teichen, wobei der Mengenunterschied aus Sicht der Nährstoffverfügbarkeit als relativ gering zu beurteilen ist.

Ein weiterer Hinweis auf eine geringere intrinsische Produktion an Naturnahrung in den bewirtschafteten Teichen in Tirschenreuth waren, die deutlich niedrigeren Werte an Kohlensäure als im Aischgrund. Der gemessene Karbonatgehalt war in diesen Teichen äußerst gering (Abb. 55). Aber auch die Aischgründer Teiche wiesen im Mittel ein recht kohlenstoffarmes, weiches Wasser auf.

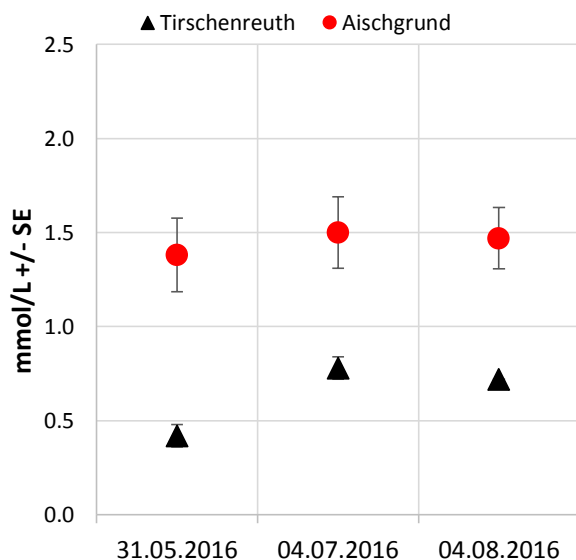


Abb. 55: Mittlere Karbonathärte gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpffenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

Chlorophyll a war überraschenderweise in beiden untersuchten Regionen im Jahr 2016, an den Probeterminen Ende Mai und Anfang August, nahezu in derselben geringen Konzentration vorhanden (Abb. 56). Lediglich am Probetermin Anfang Juli waren im Aischgrund höhere Werte messbar, was in den einzelnen Teichen jedoch stark schwankte. Demnach konnte ein klarer Unterschied im Phytoplanktonaufkommen nicht gefunden werden. Anhand des Gehaltes an Phaeopigmenten konnte in beiden Regionen in 2016 eine klare Zunahme des Phytoplanktonkonsums im Verlauf der Monate Mai bis August festgestellt werden (Abb. 56). Dabei existierten zwischen den Teichwirtschaftsgebieten nahezu keine Unterschiede in der Höhe der absoluten Gehalte an Phaeopigment.

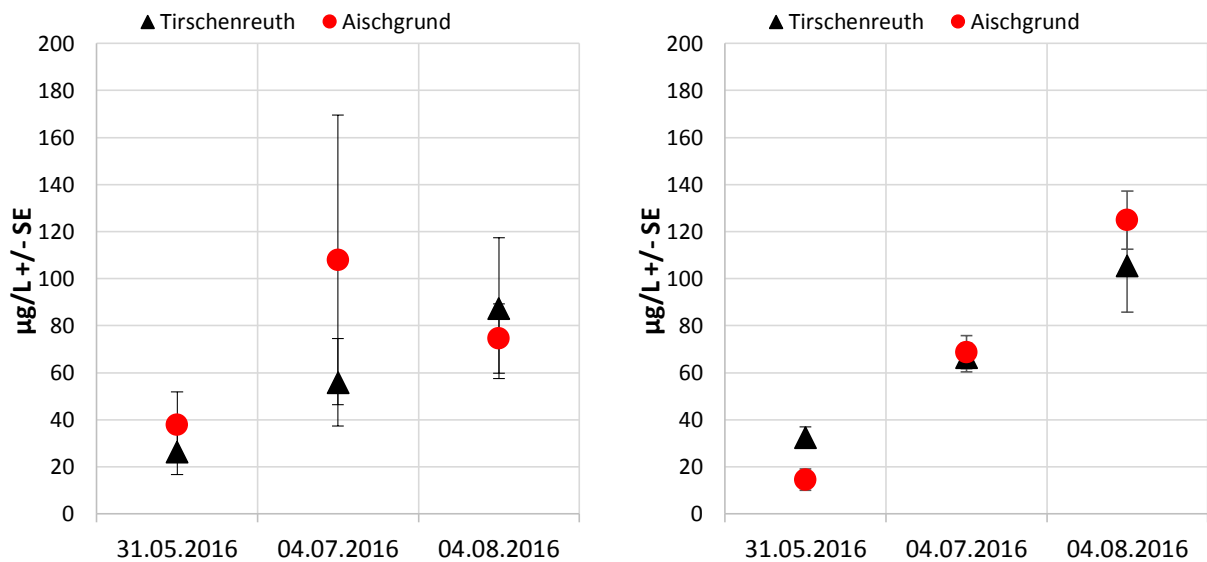


Abb. 56: Mittlere Gehalte an Chlorophyll a (links) und Phaeopigment (rechts) gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

Monitoring 2017

Routinemesswerte (IFI)

Auch bei der Betrachtung von Aischgrund und Tirschenreuth zeigen die grundlegenden Wasserqualitätsparameter wie Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff und pH-Wert einen sehr ähnlichen Trend (Abb. 57 - 59) im Jahr 2017 wie bereits 2016. Während des Betrachtungszeitraumes im Jahr 2017 war die Temperatur in der Region Aischgrund im Vergleich zur Region Tirschenreuth höher (Abb. 57). Die Sauerstoffgehalte waren zum Teil etwas höher im Aischgrund (Abb. 58). Deutliche Unterschiede gab es wie im Vorjahr im pH-Wert. Dieser war im Durchschnitt im Aischgrund um 1.13 höher als in Tirschenreuth (Abb. 59).

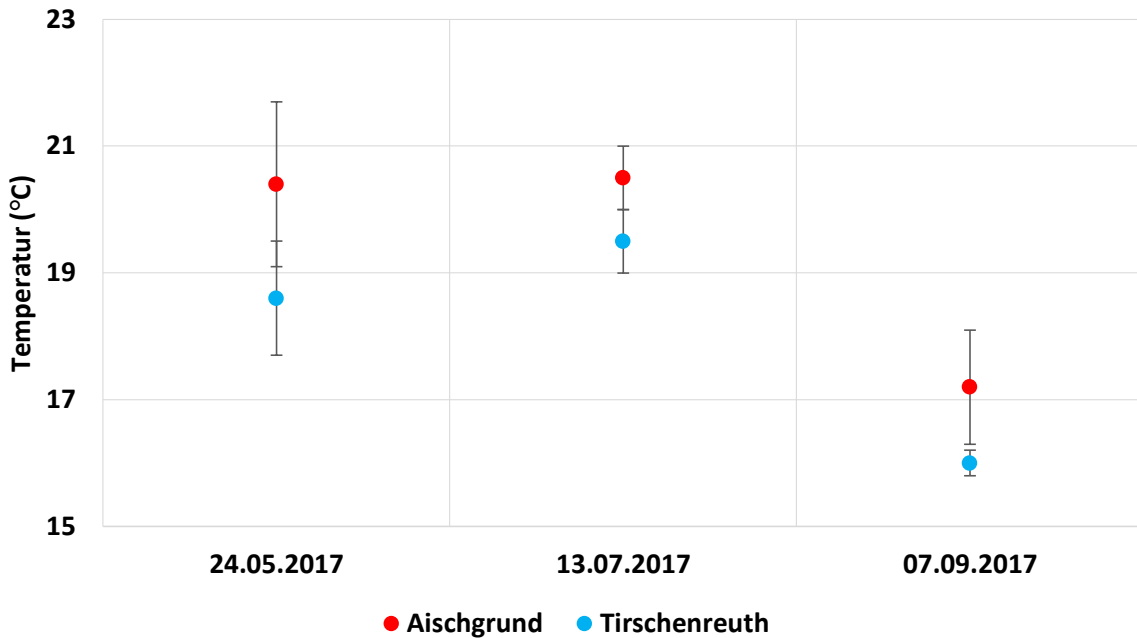


Abb. 57: Mittelwerte ( $\pm$  SD) der Temperatur des Wassers von Teichen in zwei verschiedenen Teichgebieten (Aischgrund und Tirschenreuth) (n = 6).

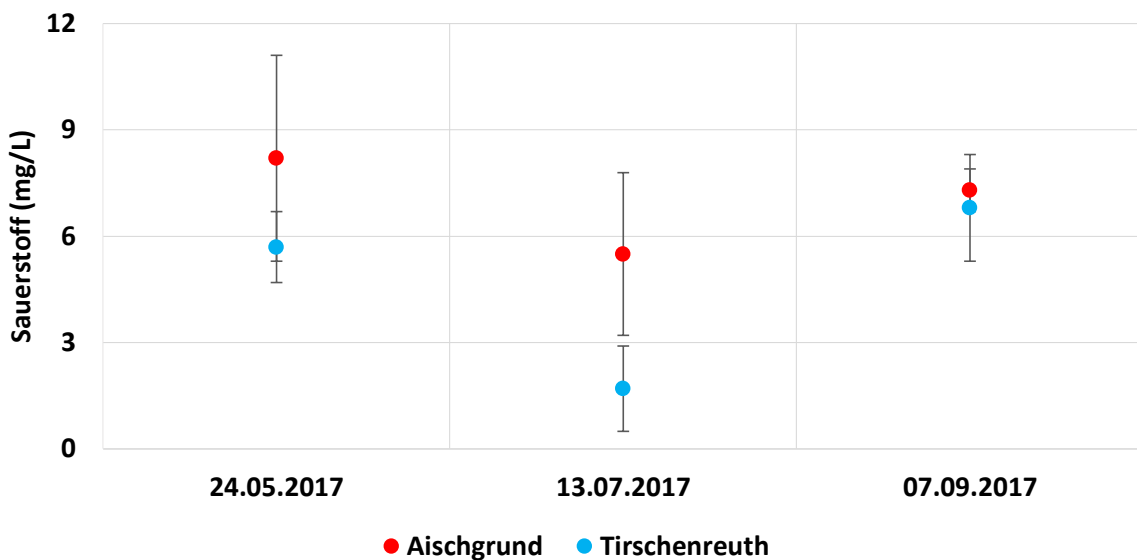


Abb. 58: Mittelwerte ( $\pm$  SD) des Sauerstoffgehaltes des Wassers von Teichen in zwei verschiedenen Teichgebieten (Aischgrund und Tirschenreuth) (n = 6).



## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

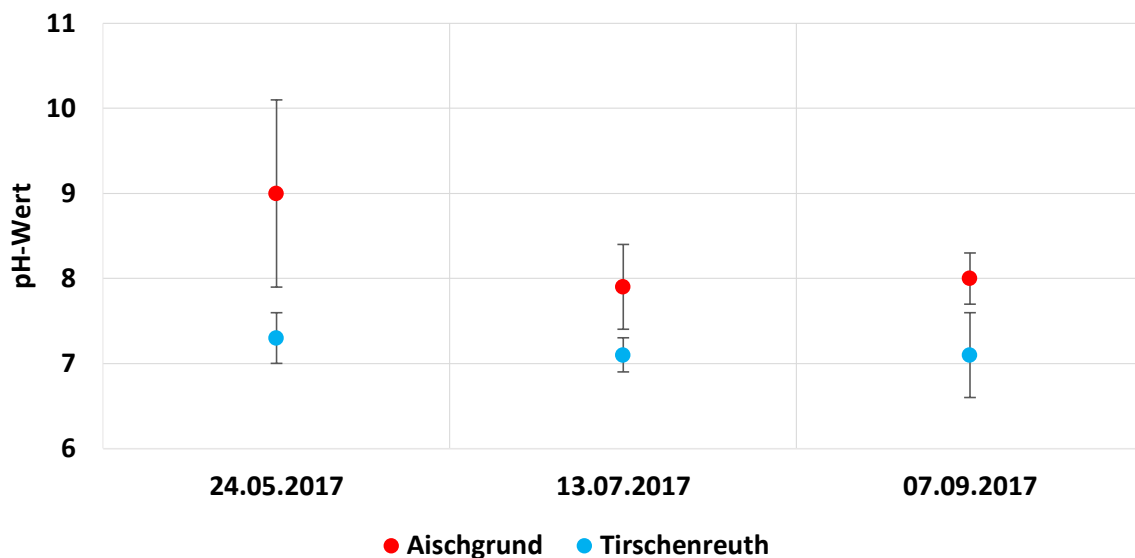


Abb. 59: Mittelwerte ( $\pm$  SD) des pH-Wertes des Wassers von Teichen in zwei verschiedenen Teichgebieten (Aischgrund und Tirschenreuth) ( $n = 6$ ).

### Spezielle Wasseranalytik (KUL)

Bei dem erneuten Monitoring der beiden Teichwirtschaftsgebiete im Folgejahr 2017 waren an den drei Probeterminen, im Gegensatz zum Vorjahr, die Ammonium-N Gehalte in Tirschenreuth im Mittel höher als jene im Aischgrund (Abb. 60). Die gemessenen Werte der Teiche im Aischgrund waren dabei im für Karpfen unbedenklichen Bereich. Betrachtet man den Gehalt an gesamtem Stickstoff zeigte sich wie in 2016 in beiden Regionen im Mai völlig gleiche Werte (Abb. 60). Wieder wurde daraufhin eine Zunahme an Gesamtstickstoff im Aischgrund, gegenüber den Gehalten in Tirschenreuth, im Verlauf des Sommers gemessen.

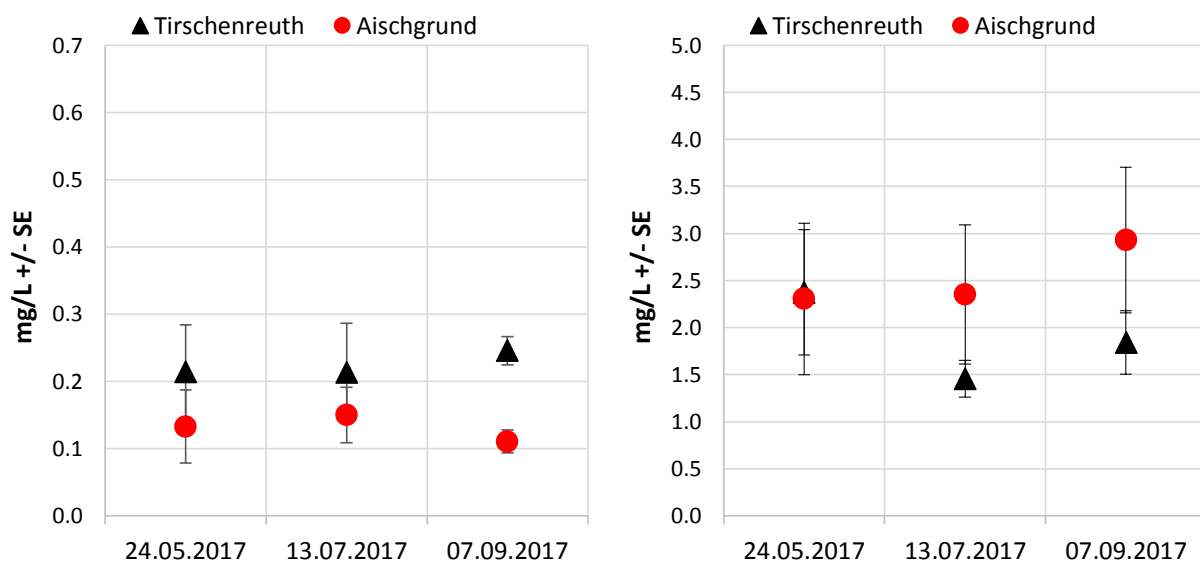


Abb. 60: Mittlere Ammonium-N (links) und Gesamtstickstoff (rechts) Gehalte gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

Wie beim Gesamtstickstoff beobachtet lagen die ermittelten Werte für Nitrat und Nitrit in Teichen beider Regionen im Mai gleichauf (Abb. 61). Während die ohnehin niedrigen Nitratwerte in den Tirschenreuther Teichen, im Mittel während der Sommermonate tendenziell niedriger als im Mai

## STEIGERUNG DER NATURNAHHRUNG IN DER KARPFEENTEICHWIRTSCHAFT

ausfielen, war der mittlere Gehalt an Nitrit in einigen Aischgründer Teichen im Juli stärker angestiegen, fiel aber im September wieder auf das ursprüngliche Niveau zurück. Dieser hohe Wert war jedoch nur auf einen extremen Wert von 0.46 mg/L in einem Teich zurückzuführen. Wurde dieser aus der Mittelung ausgenommen ergab sich mit 0.06 mg/L ein beinahe identischer Mittelwert wie in den Tirschenreuther Teichen.

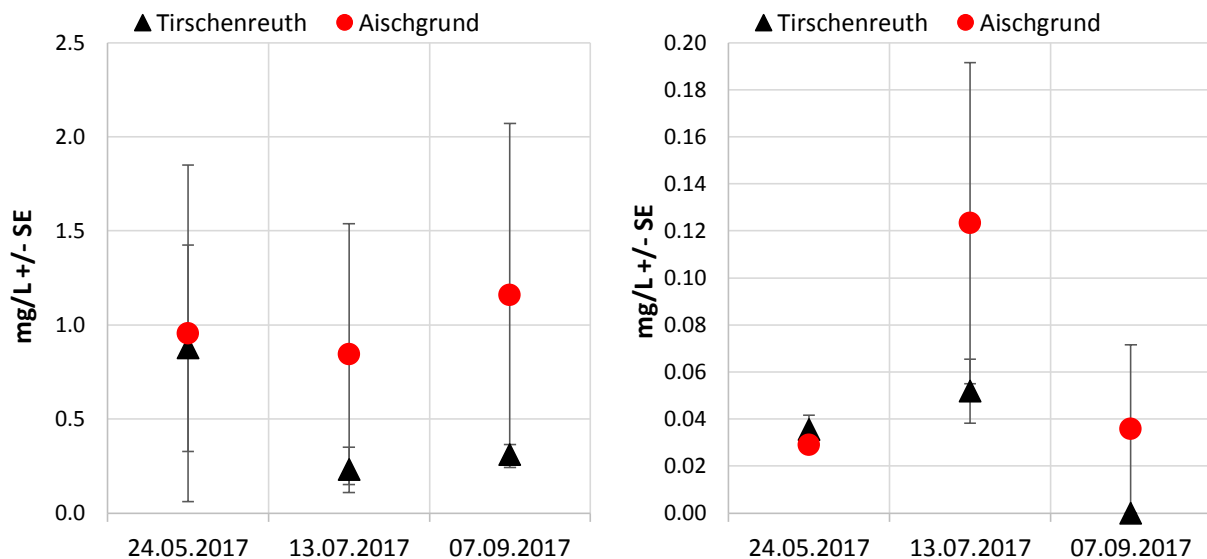


Abb. 61: Mittlere Nitrat (links) und Nitrit (rechts) Gehalte gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

Bioverfügbarer Phosphor kann bei Betrachtung der 2017 ermittelten, äußerst niedrigen Messwerte in Teichen beider Regionen, für Gesamtphosphat und ortho-Phosphat als limitierender Faktor für die primär- und damit die Naturnahrungsproduktion angenommen werden (Abb. 62). Wie auch in der Vorsaison waren die gemessenen Werte von weit unter 0.2 mg/L wesentlich zu gering für Produktionsteiche, was aber der biogene Verbrauch durch das Planktonwachstum verursacht haben könnte.

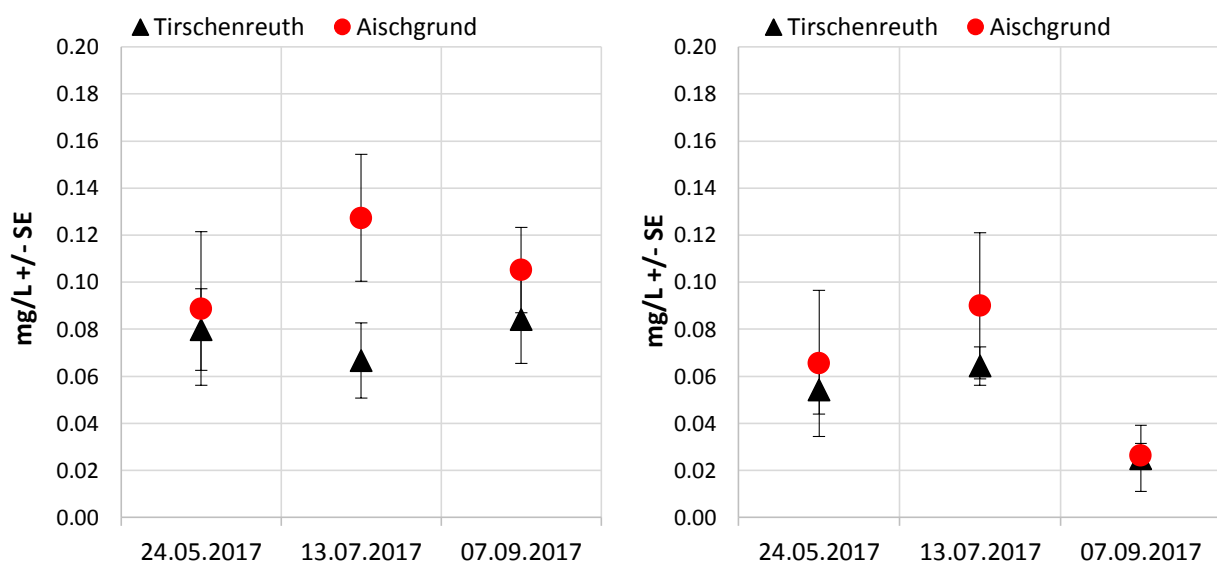


Abb. 62: Mittlere Gesamtphosphat (links) und ortho-Phosphat (rechts) Gehalte gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEICHEWIRTSCHAFT

Die Unterschiede der Messwerte für die mittlere Karbonathärte der Teiche beider Regionen entsprachen den Verhältnissen des Vorjahres (Abb. 63), wobei in beiden Regionen deutliche höhere Absolutwerte als im Vorjahr vorgefunden wurden. Ein expliziter Mangel an Kohlenstoffverbindungen kann angesichts des leichten Anstiegs während der Wachstumsperiode nicht vorliegen.

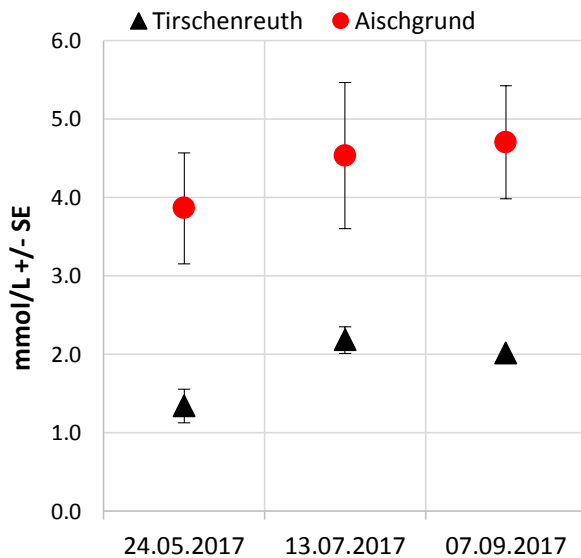


Abb. 63: Mittlere Karbonathärte gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

In beiden Gebieten stieg, ausgehend von den mittleren Gehalten an Chlorophyll a, an den drei Probeterminen das Aufkommen von Phytoplankton während der Wachstumsperiode (trotz des Besatzes) zwischen Mai und September an (Abb. 64), wobei keine relevanten Unterschiede hinsichtlich der absoluten Konzentrationen zutage traten.

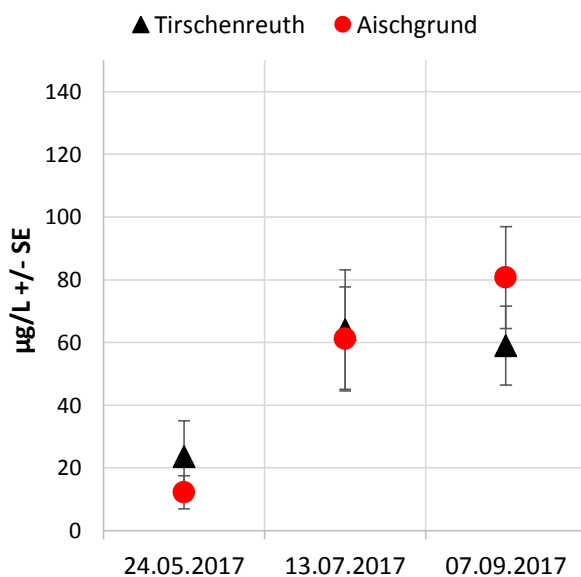


Abb. 64: Mittlere Gehalte an Chlorophyll a gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

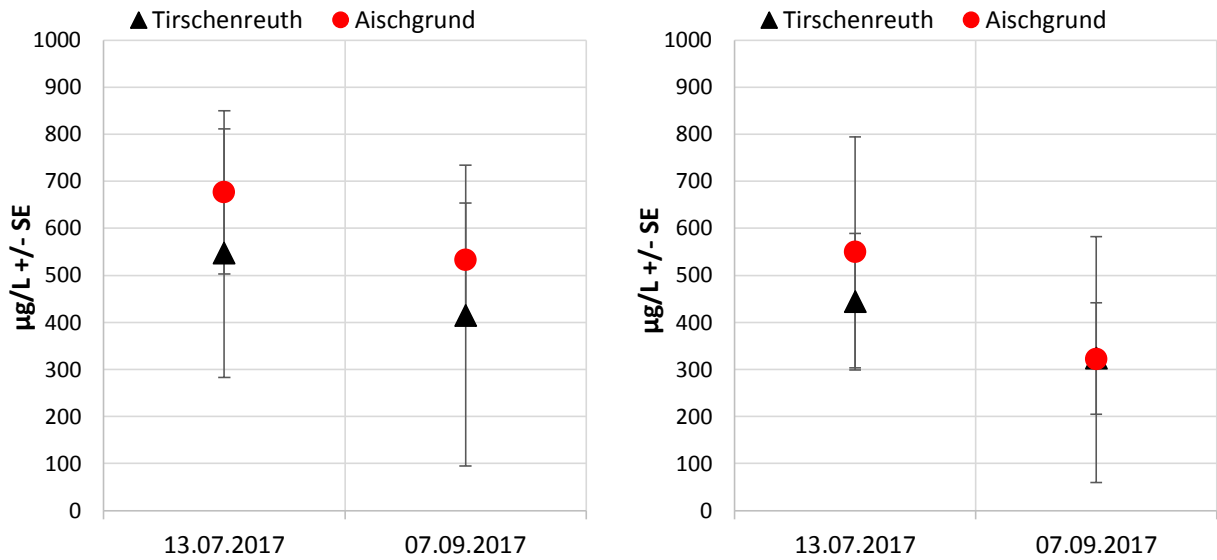


Abb. 65: Mittlere Gehalte an Phycocyanin (links) und Phycoerythrin (rechts) gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

Die erstmals ermittelten Konzentrationen an Blaualgenpigmenten in Teichen beider Regionen zeigten zumindest an den zwei Probenahme-Terminen keine signifikanten Unterschiede (Abb. 65). Jedoch war das Aufkommen an Cyanobakterien im Mittel in den Aischgründer Teichen etwas höher und fiel in beiden Regionen im September geringer aus als im Juli. Die Gehalte zeigten jedoch eine hohe Varianz zwischen den Einzelgewässern (Abb. 66).

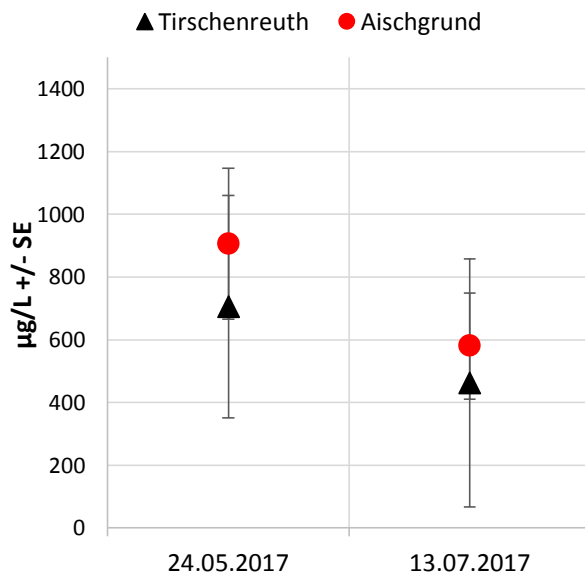


Abb. 66: Mittlerer Gehalt an Allophycocyanin gemessen an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

Strohdüngung in besetzten Abwachsteichen (2016)

Routinemesswerte (IFI)

Während des gesamten Versuchszeitraumes blieb die Durchschnittstemperatur, sowohl an der Oberfläche als auch am Boden, im optimalen Bereich für das Karpfenwachstum (Mittelwert ± SD; 21.1 ± 3.8°C, n = 19; und 21.5 ± 3.3°C, n = 16). Ebenso blieben die mittleren Werte für den gelösten Sauerstoff, der pH-Wert und NH<sub>4</sub><sup>+</sup> auch für Karpfen innerhalb des empfohlenen Bereichs (Tab. 7). Der mittlere pH-Wert war in den gedüngten Teichen (Stroh und Biogasgärreste) etwas niedriger als in den ungedüngten.

Tab. 7: Physikalische und chemische Parameter der Wasserqualität gemessen in Teichen mit und ohne Düngung in verschiedenen Wassertiefen (Mittelwerte ± SD) 2016.

Parameter	n	Ohne Düngung	Mit Düngung
Sauerstoff Oberfläche (mg/L)	54	10.1 ± 3.1	9.1 ± 3.8
Sauerstoff Boden (mg/L)	54	7.6 ± 3.2	7.6 ± 4.1
pH-Wert	54	8.7 ± 0.8	8.5 ± 0.8
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	51	0.3 ± 0.2	0.4 ± 0.2
Sichttiefe (cm)	45	39.4 ± 21.5	34.7 ± 21.2

n: Anzahl der Proben; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Ammonium.

Spezielle Wasseranalytik (KUL)

Im Versuch zur Fertilisation bewirtschafteter Karpfenteiche war der mittlere Gehalt an Ammonium-N zu Beginn des Eintrags im Mai in der gedüngten Gruppe im Vergleich zur unbedienten Gruppe, bei der in zwei Teichen kein Ammonium-N nachweisbar war, deutlich erhöht (Abb. 67). Die Ammonium-N-Konzentrationen beider Gruppen stiegen im Jahresverlauf auf über 0.15 mg/L an. Ein Unterschied zwischen den Gruppen war Anfang September nicht mehr nachweisbar. Der CSB-Wert stieg vom Versuchsbeginn zum Ende in beiden Gruppen gleichsam an (Abb. 67). Eine organische Beeinträchtigung durch den Stroheintrag konnte demnach nicht nachgewiesen werden.

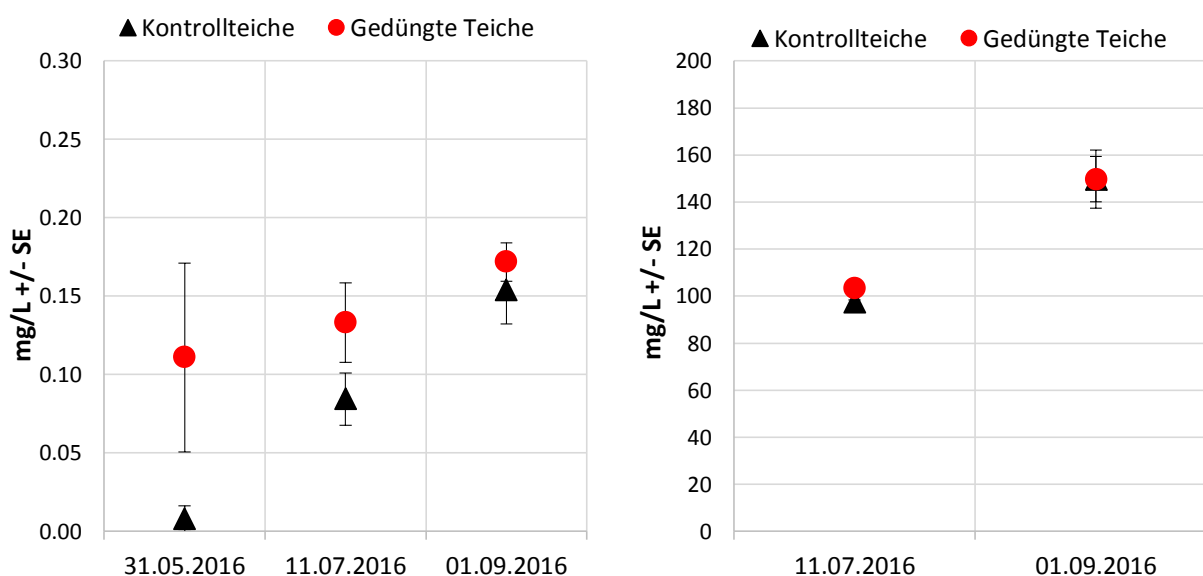


Abb. 67: Mittlere Gehalt an Ammonium-N (links) und CSB (rechts) gemessen in je 3 Strohdüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen im Jahr 2016

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

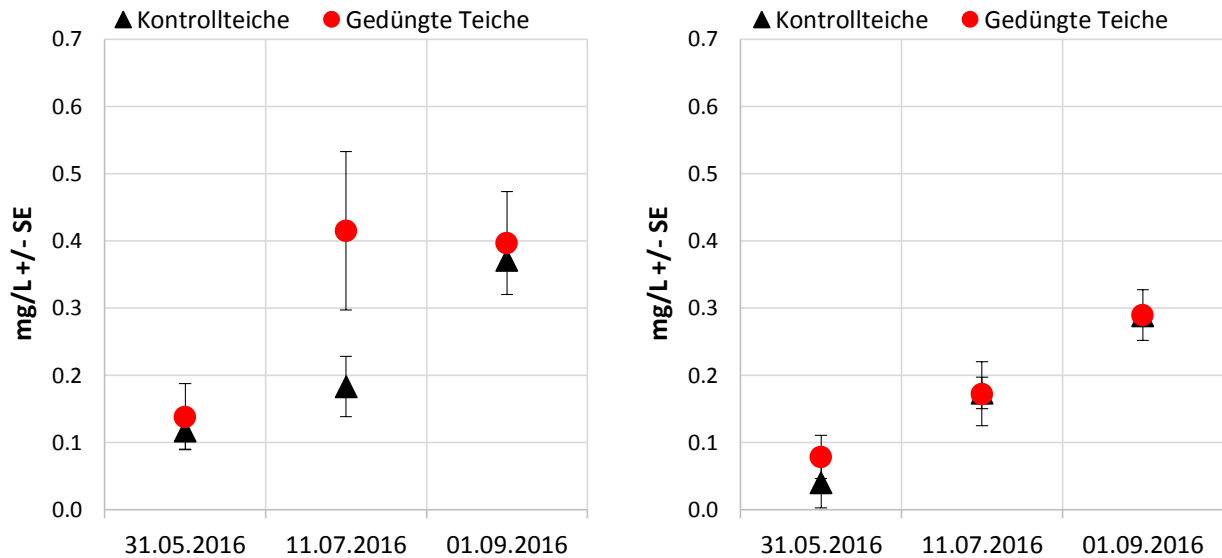


Abb. 68: Mittlere Gehalte an Gesamtphosphat (links) und ortho-Phosphat (rechts) gemessen in je 3 Strohdüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen im Jahr 2016.

Der Gehalt an Gesamt-Phosphat in den Wasserproben zeigte nur im Juli einen signifikanten ( $P = 0.05$ ) Unterschied zwischen den gedüngten und ungedüngten Teichen (Abb. 68). Dabei lag der Wert in den gedüngten Teichen im Mittel um 0.2 mg/L über dem der unbehandelten Teiche. Gelöstes ortho-Phosphat war in beiden Gruppen zu allen drei Zeitpunkten in gleichem Maße vorhanden (Abb. 68). Nitrit-Stickstoff war in beiden Gruppen ebenfalls zu völlig gleichen Anteilen enthalten (Abb. 69). Auffällig war der deutliche Anstieg zwischen Juli und September von 0.07 mg/L auf 0.26 mg/L. Stickstoff in Summe stieg in beiden Versuchsgruppen über die Wachstumsperiode an (Abb. 69). Ein Einfluss der Strohdüngung auf den Stickstoffgehalt konnte trotz leicht höherer Werte im Mai und Juli in den gedüngten Gruppen nicht nachgewiesen werden.

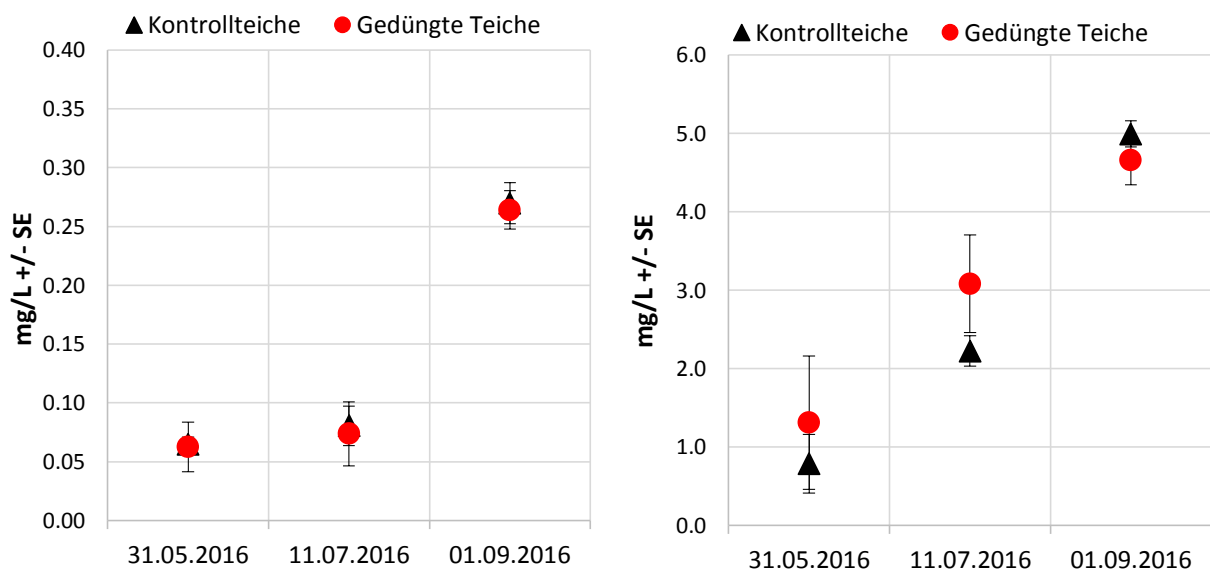


Abb. 69: Mittlere Gehalte an Nitrit (links) und Gesamtstickstoff (rechts) gemessen in je 3 Strohdüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen im Jahr 2016.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFEICHEWIRTSCHAFT

Nitratstickstoff war in den Versuchsteichen nur Anfang September in geringer Konzentration von 0.47 mg/L (Kontrollgruppe) und 0.62 mg/L (gedüngte Gruppe) nachweisbar (Unterschied nicht signifikant). Die Messung der Karbonathärte zeigte weder Unterschiede im C-Gehalt zwischen den Gruppen zu den drei Zeitpunkten, noch änderten sich die sehr niedrigen Gehalte an Carbonat-C während des Versuchszeitraums in den Teichen (Abb. 70).

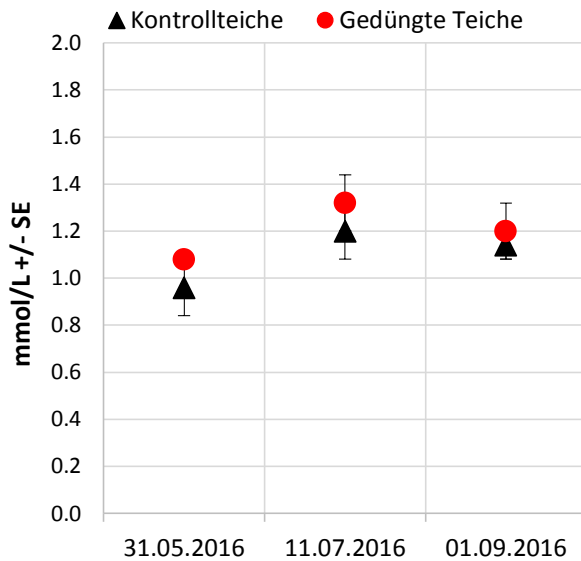


Abb. 70: Mittlere Karbonathärte gemessen in je 3 Strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfteichen im Jahr 2016.

Auch hinsichtlich der Gehalte an Chlorophyll a und dessen Stoffwechselprodukten (Phaeopigmente) konnte kein Unterschied zwischen den gedüngten und ungedüngten Gruppen gemessen werden (Abb. 71). Zu beobachten war ein augenscheinlich stetiger Anstieg des Phytoplanktonaufkommens bis zum letzten Messzeitpunkt.

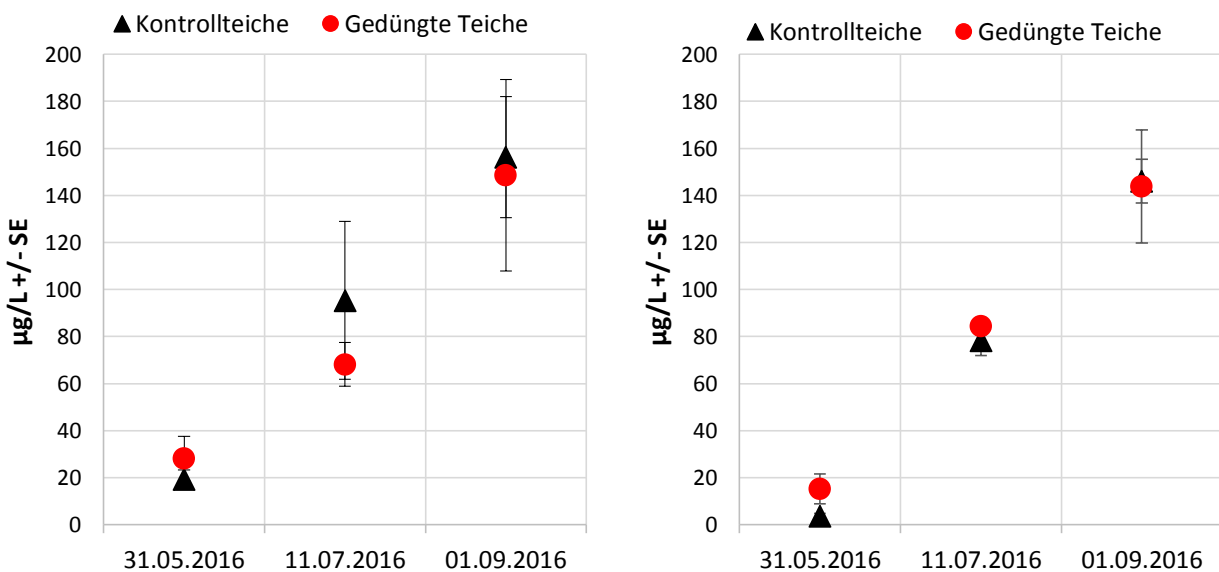


Abb. 71: Mittlere Gehalte an Chlorophyll a (links) und Phaeopigment (rechts) gemessen in je 3 strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfteichen im Jahr 2016.

## Strohdüngung in besetzten Abwachsteichen (2017)

### Routinemesswerte (IFI)

Mit Ausnahme von März bis Mitte Mai und September, als die Temperatur auf 15°C sank, blieben die Temperaturen für Karpfen im optimalen Bereich. Ebenso blieb der gelöste Sauerstoff innerhalb des für die Karpfenteichkultur empfohlenen Bereichs, wobei in Teichen ohne Düngung ein leicht höherer Mittelwert ( $9.5 \pm 2.5$  mg/L) beobachtet wurde (Tab. 8). Ebenso zeigte der pH-Wert in Teichen ohne Düngung höhere Mittelwerte als in Teichen mit Stroh während der Saison.

Tab. 8: Physikalische und chemische Parameter der Wasserqualität gemessen in Teichen ohne Düngung und mit Strohdüngung (Mittelwerte  $\pm$  SD) 2017.

Parameter	n	Ohne Düngung	Mit Düngung
Temperatur (°C)	78	18.4 $\pm$ 5.4	18.3 $\pm$ 5.5
Sauerstoff (mg/L)	78	9.5 $\pm$ 2.5	7.9 $\pm$ 3.2
pH-Wert	78	8.8 $\pm$ 0.9	8.2 $\pm$ 0.7
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	24	0.1 $\pm$ 0.1	0.2 $\pm$ 0.2
Sichttiefe (cm)	78	68.2 $\pm$ 15.2	69.7 $\pm$ 13.3

n: Anzahl der Proben; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Ammonium.

Der Verlauf des pH-Wertes zwischen den zwei Gruppen ist in Abb. 72 dargestellt. Es zeigt sich, dass einhergehend mit der Strohdüngung, eine deutliche Absenkung des pH-Wertes zu Beginn der Periode bzw. nach der Zugabe des Strohs in das Wasser erfolgt. Dennoch wurde in den Teichen eine große Varianz beobachtet. In nicht gedüngten Teichen war der pH-Wert insgesamt deutlich höher und lag längere Zeit außerhalb der optimalen Werte, die für Karpfen empfohlen werden.

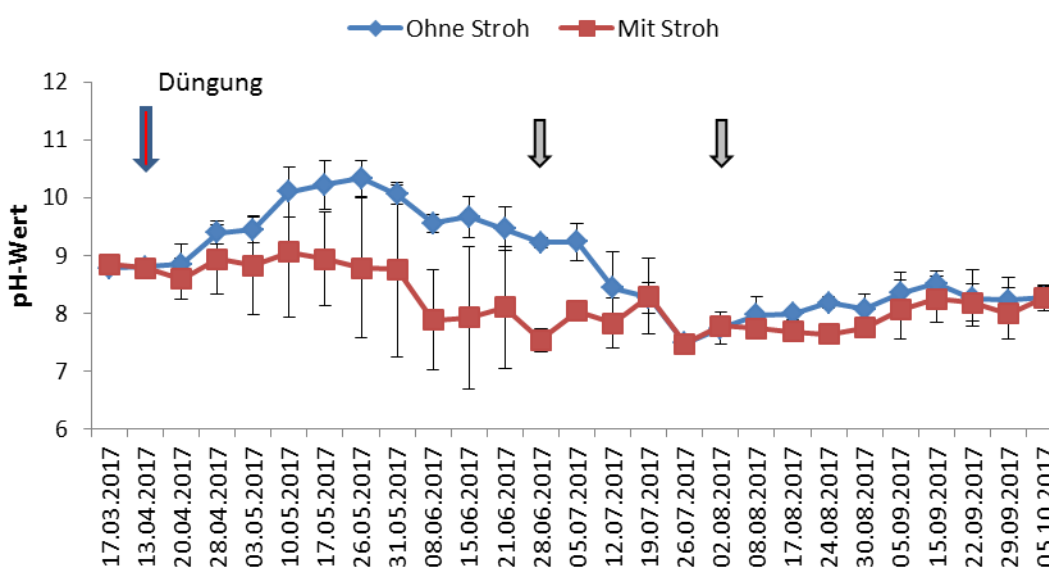


Abb. 72: Entwicklung des pH-Wertes (Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung, n = 3) in Teichen ohne und mit Strohdüngung (3t/ha) während der Abwachsperiode von April bis Oktober 2017.



Spezielle Wasseranalytik (KUL)

Die im Vorjahr beobachtete Differenz an Ammonium-N im Mai, sowie dessen Konzentrationsanstieg während der Abwachsperiode, konnte 2017 nicht beobachtet werden (Abb. 73). Die Werte beider Versuchsgruppen zeigten keinen Unterschied und waren zu den Messzeitpunkten auf einem niedrigen Konzentrationsniveau. Bezüglich des gesamten Gehalts an Stickstoff waren ebenso keine Unterschiede messbar (Abb. 73).

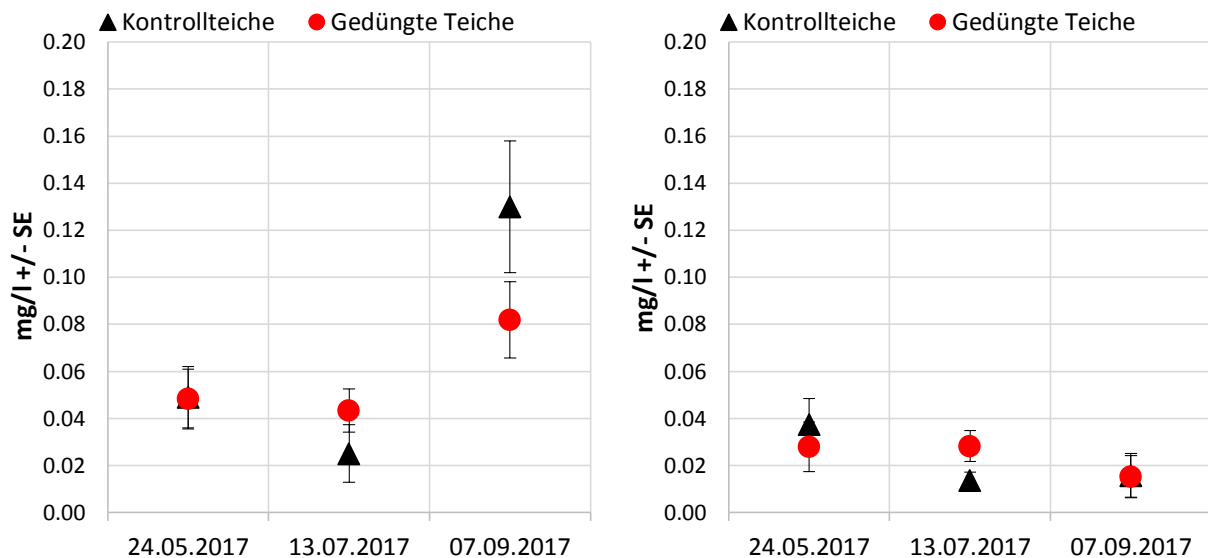


Abb. 73: Mittlere Gehalte an Ammonium-N (links) und Gesamtstickstoff (rechts) gemessen in je 3 strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen im Jahr 2017.

Zu Beginn der Strohdüngung waren die Gehalte an Gesamt- und ortho-Phosphat, im Mittel, in beiden Gruppen gleich (Abb. 74). Zum Messzeitpunkt im September war der mittlere Gehalt an Gesamtphosphat in der strohgedüngten Gruppe geringer als in der Kontrollgruppe (Unterschied nicht signifikant). Allgemein betrachtet können die ermittelten P-Gehalte als äusserst gering eingestuft werden. Sie lagen zumeist deutlich unter den Messwerten im Vorjahr.

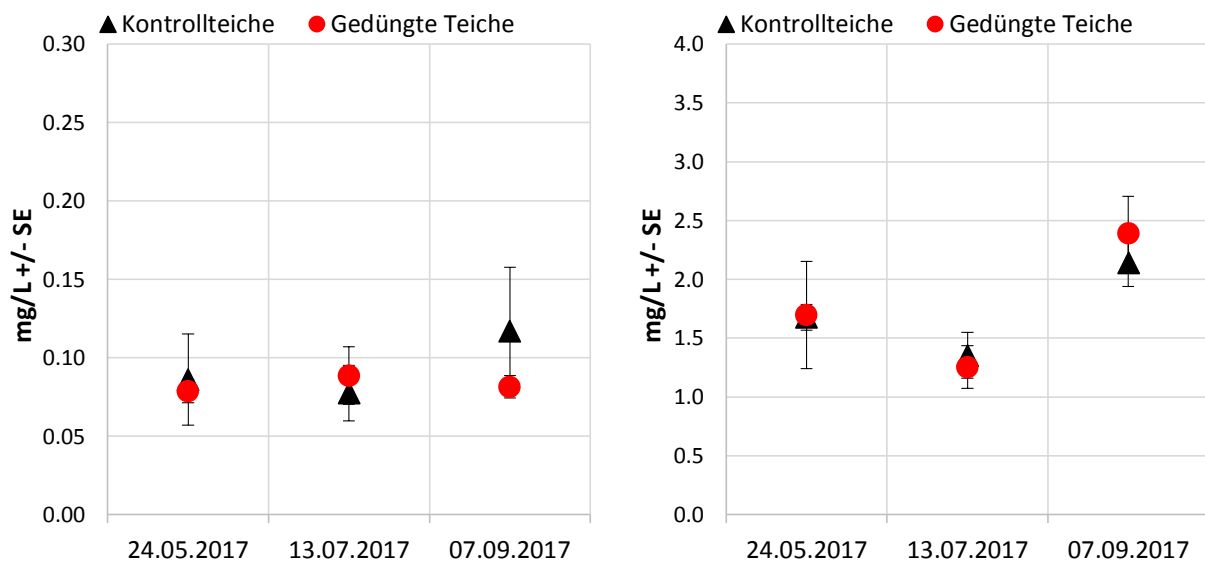


Abb. 74: Mittlere Gehalte an Gesamtphosphat (links) und ortho-Phosphat (rechts) gemessen in je 3 strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen im Jahr 2017.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

Anders als im Jahr zuvor konnte in 2017, bereits an den zwei ersten Probennahmeterminen, Nitrat detektiert werden (Abb. 75). Der Gehalt stieg über den Sommer an, und war im September, in den Teichen mit Stroheintrag, im Mittel erneut deutlich höher als in den Kontrollteichen. Grund hierfür war lediglich ein hoher Wert von 0.76 mg/L in einem der drei Teiche der Testgruppe. Anders als im vorausgegangenen Versuch 2016 stieg der Nitritgehalt in den Teichen zwischen Mai und September nicht an, sondern fiel auf Werte der unteren Nachweisgrenze ab (Abb. 75). Die strohgedüngten Teiche zeigten dabei 2017 dieselben Nitritgehalte wie die Kontrollteiche.

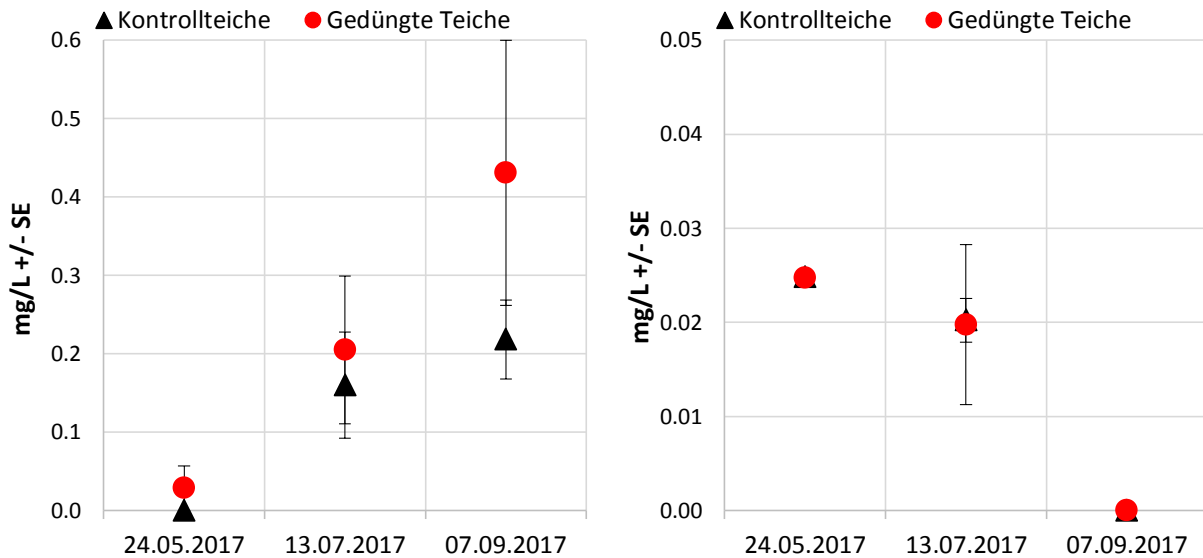


Abb. 75: Mittlere Gehalte an Nitrat (links) und Nitrit (rechts) gemessen in je 3 Strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen im Jahr 2017.

Die Messungen der Karbonathärte zeigten gegenüber dem Versuch im Vorjahr ca. um den Faktor 3 höhere Konzentrationen an Karbonat-C an (Abb. 76), blieben insgesamt aber sehr gering. Der Gehalt war in den strohgedüngten Teichen im Mai und Juli höher (signifikant verschieden im Juli;  $P = 0.03$ ) und glich sich im September bei beiden Versuchsgruppen im Mittel völlig an.

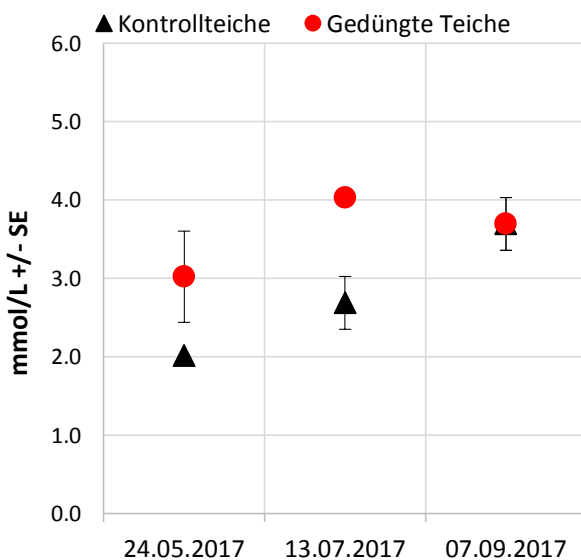


Abb. 76: Mittlere Karbonathärte gemessen in je 3 Strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen im Jahr 2017.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

Ein deutlicher Unterschied im Phytoplanktonaufkommen, gemessen am aus den Wasserproben extrahierten Pigment Chlorophyll a, zeigte sich zum Messzeitpunkt im Juli zwischen den Versuchsgruppen (Abb. 77). Dieser war, bedingt durch hohe Messwerte, in zwei der strohgedüngten Teiche von etwa 200 µg/L, während der dritte gedüngte Teiche einen geringeren Gehalt an Phytoplankton als die ungedüngten Teiche aufwies.

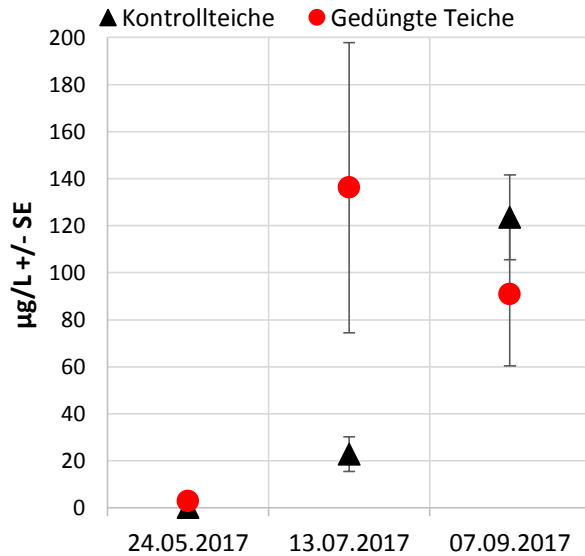


Abb. 77: Mittlerer Gehalt an Chlorophyll a gemessen in je 3 Strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen im Jahr 2017.

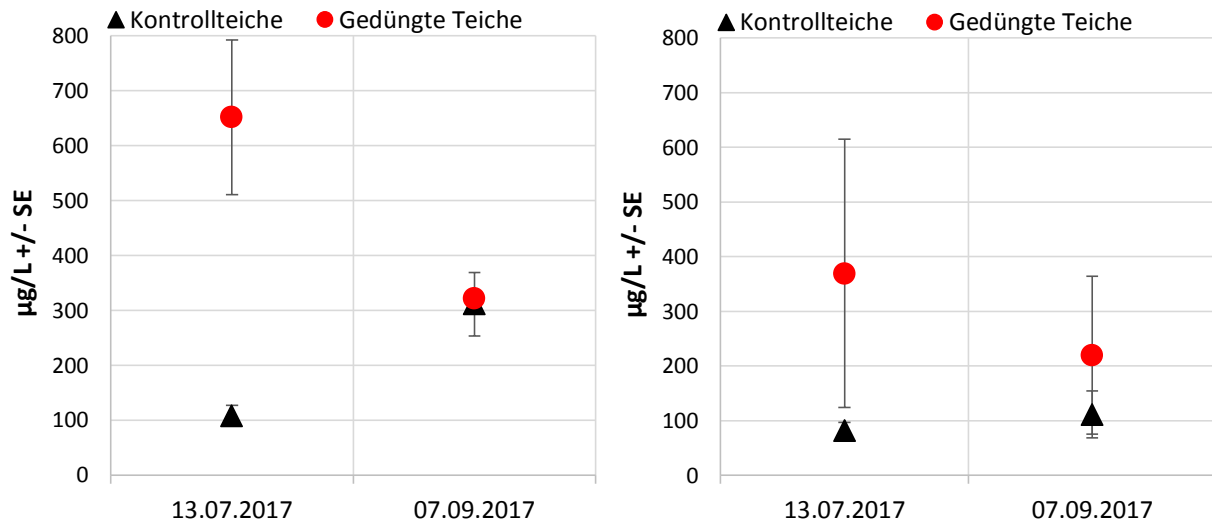


Abb. 78: Mittlere Gehalte an Phycocyanin (links) und Phycoerythrin (rechts) gemessen in je 3 strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen im Jahr 2017.

Betrachtet man die zweimalig gemessenen Gehalte an den hydrophilen Blaualgenpigmenten (Abb. 78-79), lässt sich daraus, zumindest im Sommermonat Juli, ein deutlich positiver Zusammenhang zwischen Strohdüngung und Aufkommen an Cyanobakterien herstellen. Dies würde bedeuten, dass das Einbringen von Stroh die Luftstickstoff-fixierenden Blaualgen, mutmaßlich aufgrund des veränderten CNP-Verhältnisses, begünstigt. Dies könnte wiederum zu einer Verringerung der Grünalgenpopulation, und damit des Nährtieraufkommens, sowie zu einer Verminderung der Fleischqualität der Karpfen durch Anreicherung von „Mooselstoffen“ aus den Blaualgen führen.

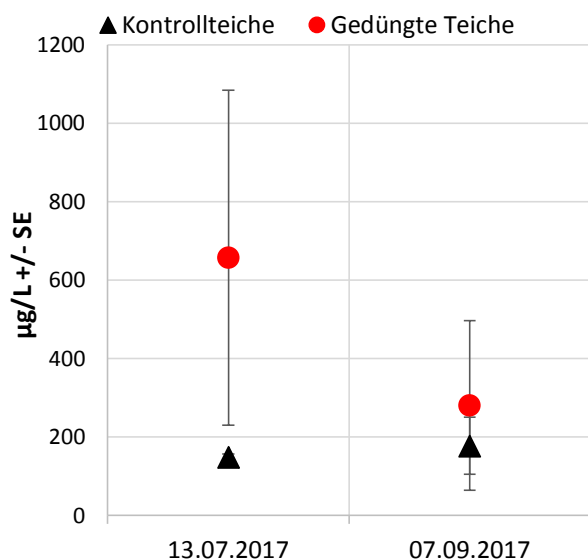


Abb. 79: Mittlerer Gehalt an Allophycocyanin gemessen in je 3 Strohdüngten und ungedüngten besetzten Karpffenteichen im Jahr 2017.

### Strohdüngung in besetzten Abwachsteichen (2018)

#### Routinemesswerte (IFI)

Die mittleren Werte der Parameter der Wasserqualität über den gesamten Versuchszeitraum sind in Tab. 9 aufgeführt. Mit Ausnahme von März bis Mitte Mai und September, als die Temperatur aufgrund der klimatischen Bedingungen auf 15°C sank, blieben die Temperaturen im optimalen Bereich für Karpfen. Ebenso blieb der gelöste Sauerstoff innerhalb des für die Karpffenteichkultur empfohlenen Bereichs, wobei in Teichen ohne Düngung, aber mit großer Variabilität etwas höhere Mittelwerte beobachtet wurden. Ebenso zeigte der pH-Wert in Teichen ohne Düngung höhere Mittelwerte als in Teichen mit Düngung. Die Werte des pH-Wertes während der Saison 2018 sind in Abb. 80 dargestellt. Ebenso wie im Vorjahr war der pH-Wert in den mit Stroh gedüngten Teichen deutlich niedriger als in den ungedüngten Teichen.

Tab. 9: Physikalische und chemische Parameter der Wasserqualität gemessen in Teichen ohne Düngung und mit Strohdüngung (Mittelwerte ± SD) 2018.

Parameter	n	Ohne Düngung	Mit Düngung
Temperatur (°C)	48	21.0 ± 3.7	21.1 ± 3.7
Sauerstoff (mg/L)	48	10.4 ± 3.4	8.0 ± 3.6
pH-Wert	48	9.1 ± 0.7	8.3 ± 0.8
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	48	0.2 ± 0.2	0.3 ± 0.2

n: Anzahl der Proben; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Ammonium.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFFENTEICHWIRTSCHAFT

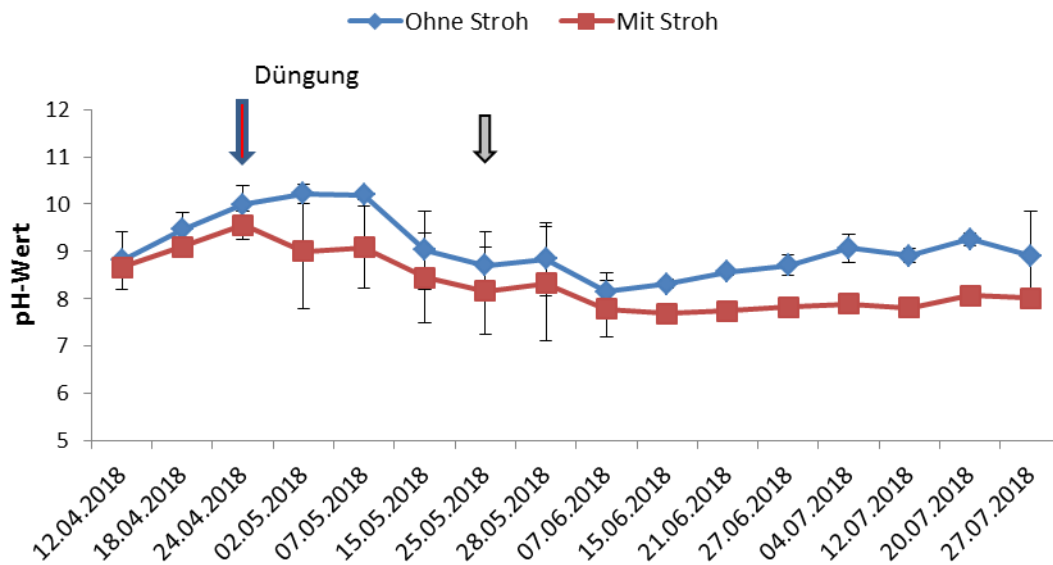


Abb. 80: Entwicklung des pH-Wertes (Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung,  $n = 3$ ) in Teichen ohne und mit Strohdüngung (3t/ha) während der Abwachsperiode von April bis Juli 2018.

### Versuche Belüftung 2016

#### Routinemesswerte (IFI)

In der Studie verglichen wir Wasserqualitätsparameter in kleinen Versuchsteichen mit und ohne Belüftung (gemessen an der Oberfläche (20 cm Wassertiefe) und nahe am Boden (80 cm Wassertiefe; am Morgen und Nachmittag (Tab. 10 und 11). Im 176 Tage dauernden Versuch hatte der Einsatz von Belüftern Auswirkungen auf die meisten Wasserqualitätsparameter, mit Ausnahme von  $\text{NH}_4^+$ . Die Temperatur bewegte sich in einem für Karpfen günstigen Bereich (20 - 24°C). Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff war durch die Belüftung an der Oberfläche um 2 mg/L (8.0 vs. 6.0 mg/L) und am Boden um 2.5 mg/L am Morgen, erhöht. Am Nachmittag waren die Werte bei Belüftung an der Oberfläche gleich zu den unbelüfteten Teichen. Durch die Belüftung war am Nachmittag v.a. der Sauerstoff im tieferen Wasser nahe am Boden erhöht. Der Mittelwert der  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen war zwischen den Gruppen nahezu identisch. Aber der Mittelwert der Sichttiefe war in den Gruppen, in denen Belüfter installiert waren, viel niedriger. Am Ende des Versuches zeigte sich bei der Abfischung, dass durch die Belüfter offensichtlich auch Teichsediment aufgewirbelt wurde und dies auch einen Teil der unterschiedlichen Sichttiefe erklären mag. Ein weiterer Erklärungsansatz kann eine, möglicherweise aufgrund der höheren Sauerstoffwerte in der Nähe des Teichbodens, höhere Wühltätigkeit der Karpfen in den belüfteten Teichen sein.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Tab. 10: Physikalische und chemische Parameter der Wasserqualität gemessen in Teichen mit und ohne Belüfter in verschiedenen Wassertiefen (Mittelwerte  $\pm$  SD). Parameter wurden am Morgen (08:00 – 11:00) gemessen.

Parameter	n	Ohne Belüftung	Mit Belüftung
<b>Temperatur Oberfläche (°C)</b>	88	21.4 $\pm$ 1.8	20.1 $\pm$ 2.0
<b>Sauerstoff Oberfläche (mg/L)</b>	88	6.0 $\pm$ 2.3	8.0 $\pm$ 1.0
<b>pH-Wert Oberfläche</b>	88	7.8 $\pm$ 0.2	8.2 $\pm$ 0.1
<b>Temperatur Boden (°C)</b>	88	21.1 $\pm$ 1.7	20.1 $\pm$ 1.9
<b>Sauerstoff Boden (mg/L)</b>	88	5.4 $\pm$ 2.2	7.9 $\pm$ 1.0
<b>pH-Wert Boden</b>	88	7.7 $\pm$ 0.2	8.2 $\pm$ 0.1
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	44	0.1 $\pm$ 0.1	0.1 $\pm$ 0.1
<b>Sichttiefe (cm)</b>	76	42.7 $\pm$ 19.6	18.7 $\pm$ 4.0

n: Anzahl der Proben; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Ammonium.

Tab. 11: Physikalische und chemische Parameter der Wasserqualität gemessen in Teichen mit und ohne Belüfter in verschiedenen Wassertiefen (Mittelwerte  $\pm$  SD). Parameter wurden am Nachmittag (13:00 – 16:00) gemessen.

Parameter	n	Ohne Belüftung	Mit Belüftung
<b>Temperatur Oberfläche (°C)</b>	88	23.9 $\pm$ 1.7	22.2 $\pm$ 1.9
<b>Sauerstoff Oberfläche (mg/L)</b>	88	10.3 $\pm$ 2.1	10.0 $\pm$ 1.0
<b>pH-Wert Oberfläche</b>	88	8.1 $\pm$ 0.2	8.4 $\pm$ 0.2
<b>Temperatur Boden (°C)</b>	88	22.6 $\pm$ 1.7	22.1 $\pm$ 1.8
<b>Sauerstoff Boden (mg/L)</b>	88	8.1 $\pm$ 2.6	9.9 $\pm$ 0.9
<b>pH-Wert Boden</b>	88	7.9 $\pm$ 0.3	8.3 $\pm$ 0.2
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	12	0.1 $\pm$ 0.1	0.2 $\pm$ 0.2
<b>Sichttiefe (cm)</b>	8	45.6 $\pm$ 17.2	19.6 $\pm$ 3.2

n: Anzahl der Proben; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Ammonium.

Spezielle Wasseranalytik (KUL)

Im Zuge der Belüftungsversuche zur Steigerung des Naturnahrungsaufkommens zeigten sich für die Wasserwerte Ammonium-N und CSB je leicht höhere Werte in den belüfteten Teichen im Juli, welche sich bei der Zweitmessung im September wieder deutlich angenähert hatten (Abb. 81). Auch wenn die Erfassung quasi eine Momentaufnahme ist, zeigt sich hierbei, dass die Umwälzung des Teichwassers mitunter einen leichten Eintrag von organischer Substanz in den Wasserkörper zur Folge hat.

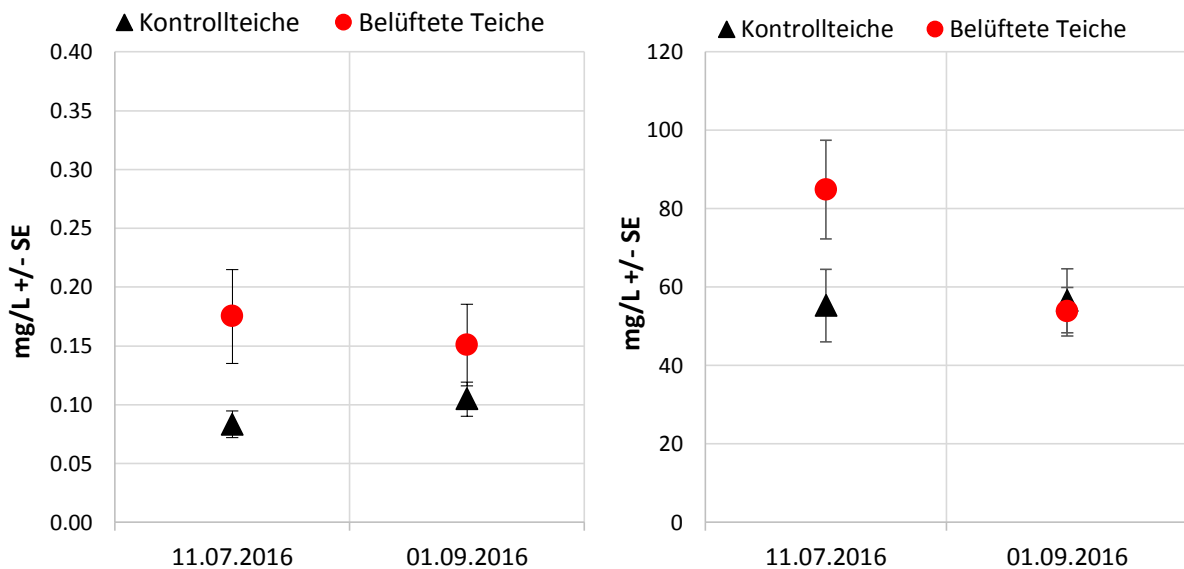


Abb. 81: Mittlere Gehalt an Ammonium-N (links) und CSB (rechts) gemessen in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpffenteichen.

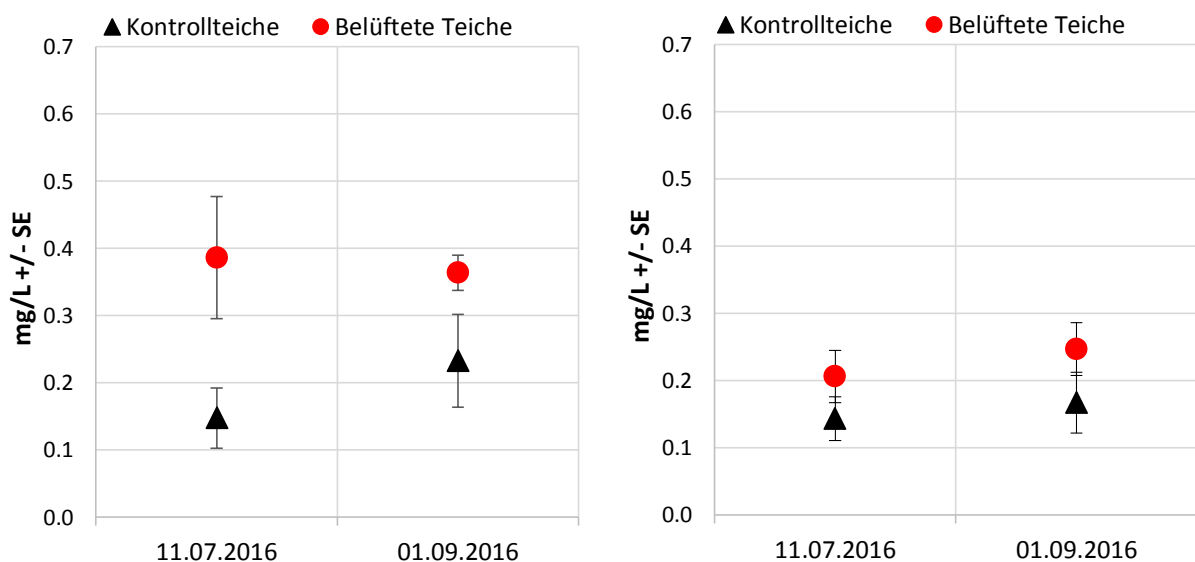


Abb. 82: Mittlere Gehalte an Gesamtphosphat (links) und ortho-Phosphat (rechts) gemessen in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpffenteichen.

Die ohne Behandlung bereits geringen Mengen an Gesamt-Phosphat, als auch an gelöstem ortho-Phosphat im Teichwasser, konnten durch die mechanische Belüftung deutlich erhöht werden (Abb. 82). Ein hierdurch verursachter „Düngeeffekt“ wäre demnach durch Anhebung der N- und P-Gehalte wasserchemisch erklärbar. Dennoch war auch eine stärkere Trübung in den belüfteten Teichen

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEICHEWIRTSCHAFT

sichtbar, was diesen Effekt durch geringeren Lichteinfall mindern würde. Ebenfalls erhöhte Werte lagen an beiden Probeterminen für Nitrat- und Nitrit-Stickstoff in den belüfteten Teichen vor (Abb. 83), wobei der mittlere Gehalt an Nitrit von über 0.1 mg/L (0.27 mg/L in den belüfteten Teichen im September) bereits als zu hoch angesehen werden muss.

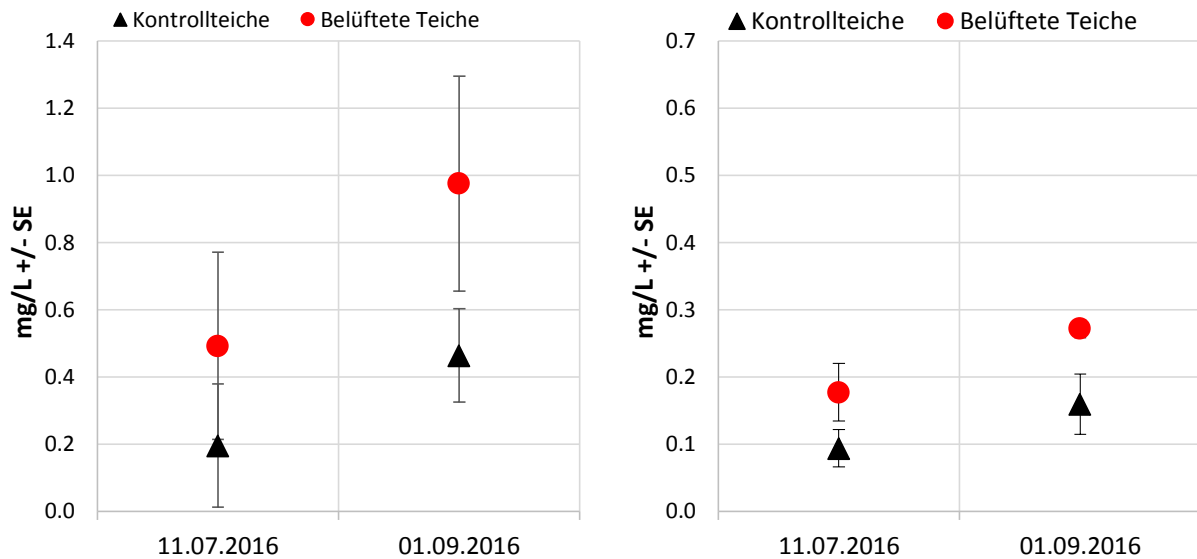


Abb. 83: Mittlerer Gehalt an Nitrat (links) und Nitrit (rechts) gemessen in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpfenteichen.

Dieses Bild vervollständigt die Betrachtung der an beiden Terminen gemessenen, deutlich höheren Werte für Gesamtstickstoff in den belüfteten Teichen gegenüber den unbelüfteten Teichen (Abb. 84). Ein Unterschied im Kohlenstoffgehalt, gemessen an der Karbonathärte (Abb. 85), konnte nicht beobachtet werden.

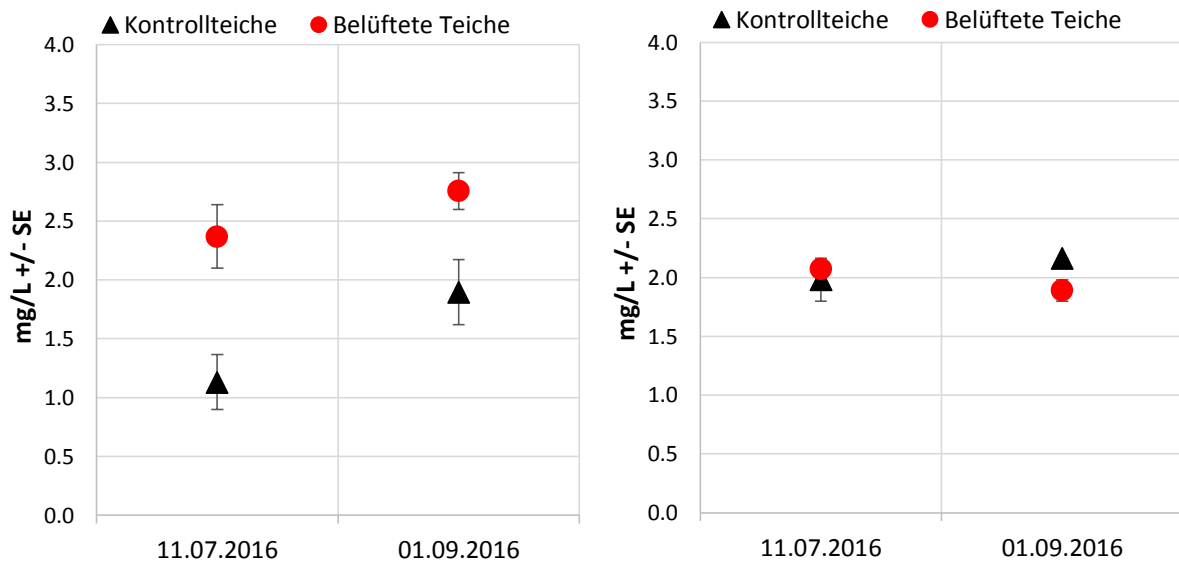


Abb. 84: Mittlerer Gehalt an Gesamtstickstoff (links) und Karbonathärte (rechts) gemessen in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpfenteichen.

Sowohl der höhere Chlorophyll a-Gehalt, als auch der gemessene Wert für die vorhandenen Phaeopigmente in den Wasserproben, unterstreichen zu beiden Messzeitpunkten eine höhere Primärproduktion, in Form von Phytoplankton, in den belüfteten Teichen (Abb. 85). Angesichts der



## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

höheren Messwerte für P und N hat die mechanische Belüftung damit potentiell einen positiven Effekt auf die Nährtierproduktion in den besetzten Karpfenteichen.

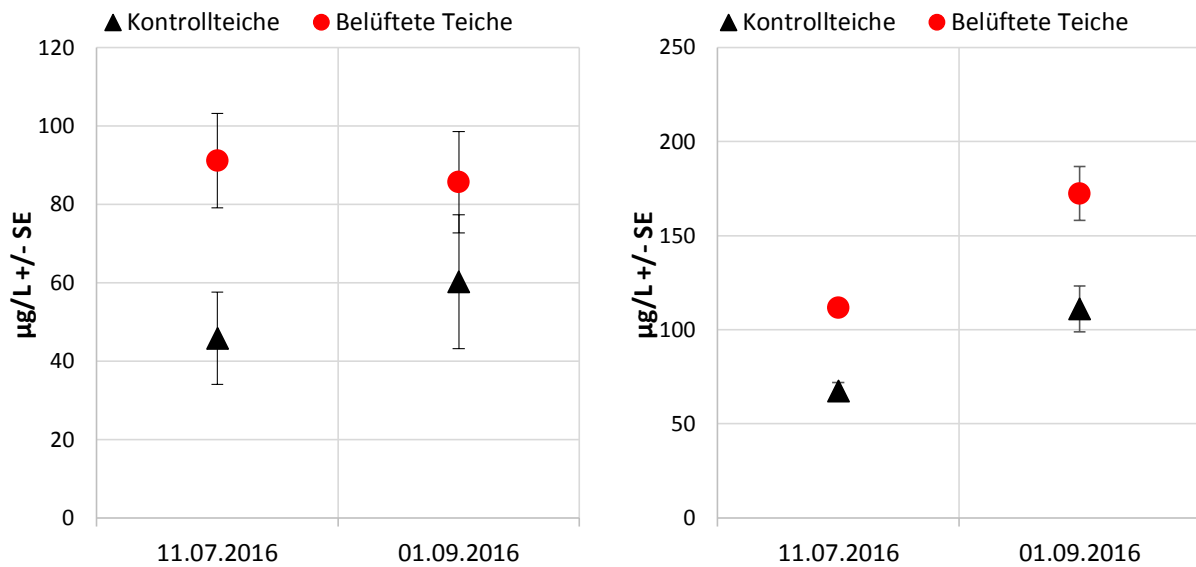


Abb. 85: Mittlere Gehalte an Chlorophyll a (links) und Phaeopigmenten (rechts) gemessen in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpfenteichen.

## Einflüsse auf die Qualität von Teichböden (*IFI, LFL*)

### Düngeversuche in RPE ohne Fischbesatz

Die mittleren Werte verschiedener Parameter der Qualität von Teichböden (gemessen Mitte Juli), nach der Ausbringung von Düngemitteln im Mai und Juni in RPE ohne Fischbesatz, sind in Tab. 12 dargestellt. In allen Parametern, nämlich Gesamtkohlenstoff (Ct), Organischer Kohlenstoff (Corg), Gesamtstickstoff (Nt), Humusqualität Corg/Nt, pflanzenverfügbarer Phosphor ( $P_2O_5$ -CAL), Gesamt-Phosphat ( $P_2O_5$ ), Katalase-Test und MW-Biomasse wurden im Juli 2016 keine statistischen ( $P < 0,05$ ) Unterschiede zwischen den Gruppen beobachtet. Dieses Ergebnis der Bodenparameter im Teich steht im Einklang mit den Ergebnissen der Wasserparameter. Allerdings wurde der Trend zu leicht höheren Mittelwerten, mit Ausnahme der pH-Werte, in Gruppen mit Düngung im Vergleich zur Kontrollgruppe beobachtet.

STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFFENTEICHWIRTSCHAFT

Tab. 12: Mittelwerte  $\pm$  SD von Parametern der Teichbodenqualität in gefüllten RPE mit unterschiedlichem Teichmanagement (Düngung) im Juli 2016. (n = 3), Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockenmasse der Bodenproben.

Parameter	Einheit	Kontrolle (Ohne Düngung)	Gras	Stroh	Mist	Gärreste
<b>pH-Wert</b>	-	7.5 $\pm$ 0.1	7.5 $\pm$ 0.1	7.4 $\pm$ 0.1	7.4 $\pm$ 0.1	7.4 $\pm$ 0.1
<b>Ct</b>	mg/g	48.2 $\pm$ 27.1	51.7 $\pm$ 22.2	53.1 $\pm$ 18.0	64.9 $\pm$ 2.9	66.1 $\pm$ 2.8
<b>Corg</b>	mg/g	40.7 $\pm$ 23.1	44.1 $\pm$ 18.5	45.9 $\pm$ 14.5	56.8 $\pm$ 4.0	57.5 $\pm$ 4.2
<b>Nt</b>	mg N/g	4.3 $\pm$ 2.4	4.5 $\pm$ 2.0	4.7 $\pm$ 1.6	5.7 $\pm$ 0.3	5.8 $\pm$ 0.3
<b>Humusqualität</b>	-	9.5 $\pm$ 0.2	8 $\pm$ 0.3	9.9 $\pm$ 0.4	9.9 $\pm$ 0.5	9.8 $\pm$ 0.5
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – CAL</b>	mg/100mg	23.8 $\pm$ 4.5	28.1 $\pm$ 4.5	27.0 $\pm$ 1.5	30.1 $\pm$ 5.3	28.3 $\pm$ 5.5
<b>Gesam. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	mg/100mg	169.3 $\pm$ 18.9	224.7 $\pm$ 100.8	180.7 $\pm$ 30.7	205.0 $\pm$ 47.8	189.7 $\pm$ 40.4
<b>EW KAT-ZA</b>	(ml) VolO	109.6 $\pm$ 63.1	111.0 $\pm$ 45.7	115.2 $\pm$ 35.4	130.6 $\pm$ 32.9	126.4 $\pm$ 13.7
<b>MW-Biomasse</b>	$\mu$ gC/gTS	1429.9 $\pm$ 521.8	1581.9 $\pm$ 382.7	1513.8 $\pm$ 149.4	1712.2 $\pm$ 157.3	1727.2 $\pm$ 50.9

### Düngeversuche in RPE mit Fischbesatz

Die Parameter der Qualität des Teichbodens im Düngeversuch in RPE aus dem Jahr 2017 sind in Tab. 13 dargestellt. Ähnlich wie 2016 wurde in den meisten Fällen von Schlammparametern, nämlich Gesamtkohlenstoff (Ct), Organischer Kohlenstoff (Corg), Gesamtstickstoff (Nt), Humusqualität Corg/Nt, Pflanzenverfügbare Phosphor ( $P_2O_5$ -CAL) und Gesamt-Phosphat ( $P_2O_5$ ), keine statistischen ( $P < 0.05$ ) Unterschiede zwischen den Gruppen am Ende der Saison beobachtet. Ebenso hatten die Gruppen mit Düngung etwa die gleichen Werte bezüglich der meisten Parameter der Bodenqualität im Vergleich zur Gruppe ohne Düngung. Statistische Unterschiede gab es jedoch bei der mikrobiellen Biomasse und der mikrobiellen Aktivität. In den RPE, in denen keine Fische besetzt waren, waren sowohl die mikrobielle Aktivität als auch die mikrobielle Biomasse signifikant niedriger, im Vergleich zu allen RPE mit Fischbesatz. Die Mittelwerte von Katalase-Test ( $56.5 \pm 23.7 \mu\text{C/gTS}$ ) und MW-Biomasse ( $638.2 \pm 180.4 \mu\text{C/gTS}$ ) waren in der Gruppe ohne Fisch und ohne Düngung im Vergleich zu den anderen Gruppen fast zweifach bzw. 1.4-fach niedriger.

STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

Tab. 13: Mittelwerte  $\pm$  SD von Parametern der Teichbodenqualität in gefüllten RPE mit unterschiedlichem Teichmanagement (Düngung/Besatz) im Jahr 2017, Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockenmasse der Bodenproben.

Parameter	Einheit	Kontrolle (n = 6)	Pferdemist (n = 5)	Nur Karpfen (n = 4)	Hühnermist (n = 4)
pH-Wert	-	7.2 $\pm$ 0.1	7.2 $\pm$ 0.1	7.3 $\pm$ 0.0	7.3 $\pm$ 0.0
Ct	mg/g	39.6 $\pm$ 12.2	51.0 $\pm$ 6.9	47.9 $\pm$ 8.3	42.8 $\pm$ 6.4
Corg	mg/g	27.6 $\pm$ 8.5	35.1 $\pm$ 5.4	32.8 $\pm$ 6.6	29.1 $\pm$ 3.6
Nt	mg N/g	3.1 $\pm$ 1.0	3.9 $\pm$ 0.6	3.8 $\pm$ 0.7	3.4 $\pm$ 0.7
Humusqualität	-	8.9 $\pm$ 0.5	8.9 $\pm$ 0.8	8.6 $\pm$ 0.7	8.8 $\pm$ 0.9
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – CAL	mg/100mg	13.4 $\pm$ 3.9	15.8 $\pm$ 3.7	16.2 $\pm$ 4.8	18.1 $\pm$ 5.8
Gesam. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	mg/100mg	124.0 $\pm$ 27.4	147.5 $\pm$ 21.4	139.8 $\pm$ 26.8	131.3 $\pm$ 32.7
EW KAT-ZA	(ml) VolO	56.5 $\pm$ 23.7 <sup>a</sup>	120.8 $\pm$ 37.5 <sup>b</sup>	104.6 $\pm$ 19.8 <sup>b</sup>	91.4 $\pm$ 40.3 <sup>ab</sup>
MW-Biomasse	$\mu$ gC/gTS	638.2 $\pm$ 180.4 <sup>a</sup>	1319.7 $\pm$ 433.3 <sup>b</sup>	1370.7 $\pm$ 277.7 <sup>b</sup>	874.4 $\pm$ 440.8 <sup>ab</sup>

n: Anzahl der Proben; Kontrolle: ohne Fischbesatz und Düngung. Verschiedene Buchstaben beschreiben signifikante Unterschiede ( $P < 0.05$ ).

## Vergleich der Teichgebiete Aischgrund und Oberpfalz

### Monitoring 2016

Die Parameter der Qualität des Teichbodens von Teichen in zwei verschiedenen Teichregionen sind in Tab. 14 dargestellt. Parameter wie pH, pflanzenverfügbare Phosphor ( $P_2O_5$ -CAL), EW KAT-ZA, MW-Biomasse zeigen eine Tendenz zu höheren Mittelwerten im Aischgrund im Vergleich zu Tirschenreuth. Andererseits sind bei Gesamtkohlenstoff (Ct), organischem Kohlenstoff (Corg), Gesamtstickstoff (Nt) und Humusqualität Corg/Nt ähnliche Werte festzustellen. In Bezug auf Gesamt-Phosphat ( $P_2O_5$ ) sind die Gehalte in Tirschenreuth im Vergleich zur Region Aischgrund höher.

Tab. 14: Mittelwerte  $\pm$  SD von Parametern der Teichbodenqualität in gefüllten Teichen in den Teichregionen Aischgrund und Tirschenreuth 2016. Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockenmasse der Bodenproben.

Parameter	Einheit	Aischgrund	Tirschenreuth
		(n=6)	(n=6)
<b>pH-Wert</b>	-	7.3 $\pm$ 0.2	5.5 $\pm$ 0.6
<b>Ct</b>	mg/g	40.7 $\pm$ 14.6	38.3 $\pm$ 16.1
<b>Corg</b>	mg/g	35.8 $\pm$ 11.5	38.2 $\pm$ 16.3
<b>Nt</b>	mg N/g	3.8 $\pm$ 1.3	3.7 $\pm$ 1.6
<b>Humusqualität</b>	-	9.6 $\pm$ 0.9	10.3 $\pm$ 1.1
<b><math>P_2O_5</math> – CAL</b>	mg/100mg	17.3 $\pm$ 12.8	8.7 $\pm$ 6.0
<b>Gesam. <math>P_2O_5</math></b>	mg/100mg	118.8 $\pm$ 49.8	141.2 $\pm$ 74.6
<b>EW KAT-ZA</b>	(ml) VolO	77.2 $\pm$ 31.2	39.9 $\pm$ 40.8
<b>MW-Biomasse</b>	$\mu$ gC/gTS	819.5 $\pm$ 363.2	498.1 $\pm$ 230.4

### Monitoring 2017

Die Parameter der Qualität des Teichbodens von Teichen zweier verschiedener Regionen im Jahr 2017 sind in Tab. 15 dargestellt. Ähnlich wie im Jahr 2016 zeigen pH, pflanzenverfügbare Phosphor ( $P_2O_5$ -CAL), EW KAT-ZA, und MW-Biomasse eine Tendenz zu höheren Mittelwerten im Bereich Aischgrund im Vergleich zum Bereich Tirschenreuth. Parameter wie Gesamtkohlenstoff (Ct), organischer Kohlenstoff (Corg) und Gesamt-Phosphat ( $P_2O_5$ ) waren in der Oberpfalz im Vergleich zur Region Aischgrund höher. Andere Parameter wie Gesamtstickstoff (Nt) und Humusqualität Corg/Nt waren ähnlich.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

Tab. 15: Mittelwerte  $\pm$  SD von Parametern der Teichbodenqualität in gefüllten Teichen in den Teichregionen Aischgrund und Tirschenreuth 2017. Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockenmasse der Bodenproben

Parameter	Einheit	Aischgrund (n=6)	Tirschenreuth (n=6)
pH-Wert	-	6.9 $\pm$ 0.4	5.3 $\pm$ 0.5
Ct	mg/g	49.6 $\pm$ 22.0	88.1 $\pm$ 60.3
Corg	mg/g	40.0 $\pm$ 7.8	88.0 $\pm$ 60.3
Nt	mg N/g	4.1 $\pm$ 0.7	6.3 $\pm$ 3.1
Humusqualität	-	9.8 $\pm$ 1.0	12.9 $\pm$ 2.7
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – CAL	mg/100mg	14.5 $\pm$ 7.3	11.0 $\pm$ 7.1
Gesam. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	mg/100mg	125.6 $\pm$ 40.7	226.7 $\pm$ 81.8
EW KAT-ZA	(ml) VolO	103.7 $\pm$ 78.1	65.2 $\pm$ 62.6
MW-Biomasse	$\mu$ gC/gTS	611.0 $\pm$ 325.1	434.8 $\pm$ 360.8

### Strohdüngung in besetzten Abwachsteichen 2016

Tab. 16 enthält eine Zusammenfassung der physikalisch-chemischen Parameter des Teichbodens. Ähnlich wie im Belüftungsexperiment von 2016 variierten die Parameter des Teichbodens während der gesamten Versuchsperiode des Düngeversuchs nicht zwischen den beiden Gruppen. In der Gruppe mit Düngung wurden nur geringfügig höhere Mittelwerte von pflanzenverfügbarer Phosphor und Gesamt-Phosphat beobachtet. Der Mittelwert von pflanzenverfügbarem Phosphor in Teichen mit Düngung betrug  $13.4 \pm 5.8$  mg/100mg bzw.  $8.3 \pm 4.1$  mg/100mg (Trockenmasse der Bodenproben). Der Mittelwert von Gesamt-Phosphat in Teichen mit Düngung betrug  $101.0 \pm 25.8$  mg/100mg bzw.  $81.0 \pm 28.5$  mg/100mg (Trockenmasse der Bodenproben).

Tab. 16: Mittelwerte  $\pm$  SD von Parametern der Teichbodenqualität in gefüllten Teichen bei Düngung (Strog/Biogas-Gärreste) im Jahr 2016. Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockenmasse der Bodenproben

Parameter	Einheit	Ohne Düngung (n=3)	Mit Düngung (n=3)
pH-Wert	-	7.3 $\pm$ 0.2	7.4 $\pm$ 0.1
Ct	mg/g	31.7 $\pm$ 10.6	33.4 $\pm$ 5.9
Corg	mg/g	30.5 $\pm$ 10.6	32.1 $\pm$ 5.9
Nt	mg N/g	3.4 $\pm$ 1.2	3.5 $\pm$ 0.6
Humusqualität	-	9.0 $\pm$ 0.4	9.1 $\pm$ 0.2
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – CAL	mg/100mg	8.3 $\pm$ 4.1	13.4 $\pm$ 5.8
Gesam. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	mg/100mg	81.0 $\pm$ 28.5	101.0 $\pm$ 25.8
EW KAT-ZA	(ml) VolO	64.0 $\pm$ 22.0	70.3 $\pm$ 16.5
MW-Biomasse	$\mu$ gC/gTS	467.7 $\pm$ 322.8	488.2 $\pm$ 328.3

### Einflüsse der Trockenlegung auf die Qualität von Teichböden

Der Einfluss von Kalkung, sowie Winterung und Sömmerung trockener und staunasser Teichböden auf deren Zusammensetzung und die Aktivität von Mikroorganismen wurde anhand von Parzellenversuchen direkt in zuvor bewirtschafteten Karpenteichen sowie in kleinen Eimern (KE) und in grossen Behältern (GB) überprüft.

Die Abb. 86 und 87 zeigen die Reduktion der Schlammhöhe und des Gewichtes von Teichböden in kleinen Eimern (KE) nach der winterlichen Trockenlegung bzw. dem Sommer. Die grösste Reduktion der Schlammhöhe (44% und 46%) und des Gewichtes (70% und 73%) war in der Gruppe „Trocken“ und der Gruppe „Trocken und Kalk“ festzustellen. Der Effekt der Kalkung auf die Bodenreduktion war nur gering bzw. gar nicht vorhanden. Die grössten Veränderungen wurden in allen Gruppen nach der Winterperiode beobachtet, während die anschließende Sömmerung im Vergleich zur winterlichen Trockenlegung vergleichsweise geringfügigere Auswirkungen hatte.

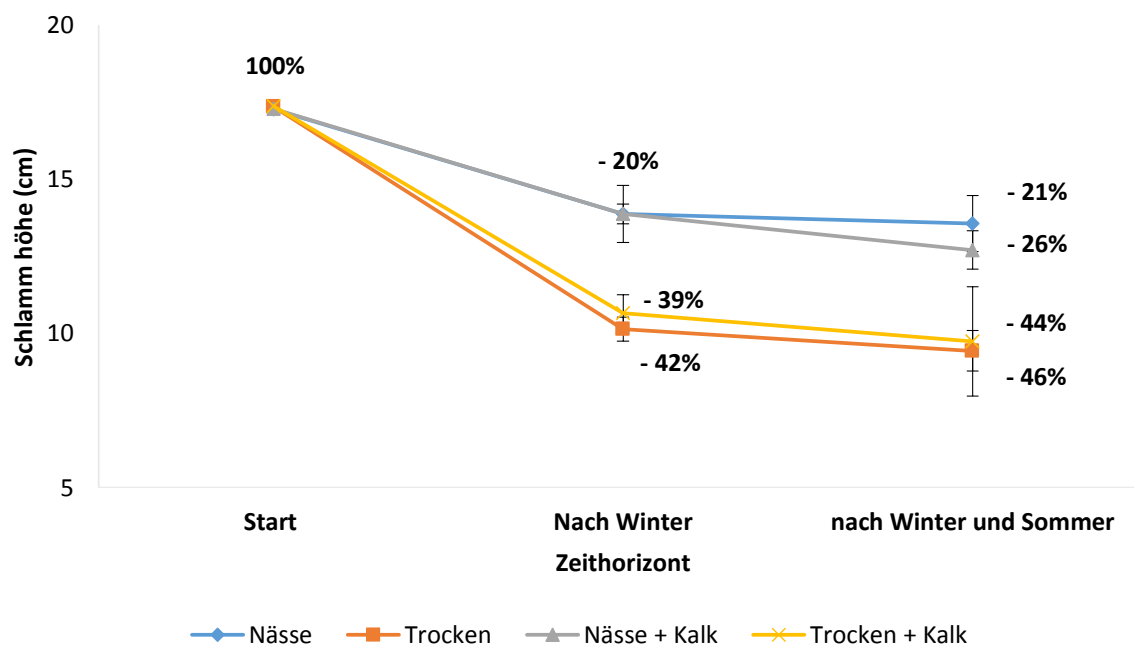


Abb. 86: Veränderung der Höhe von Teichschlamm in kleinen Eimern (12 L) mit verschiedenen Behandlungen (Staunass, Trocken, Kalkung) nach Lagerung im Winters und des anschließenden Sommers

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

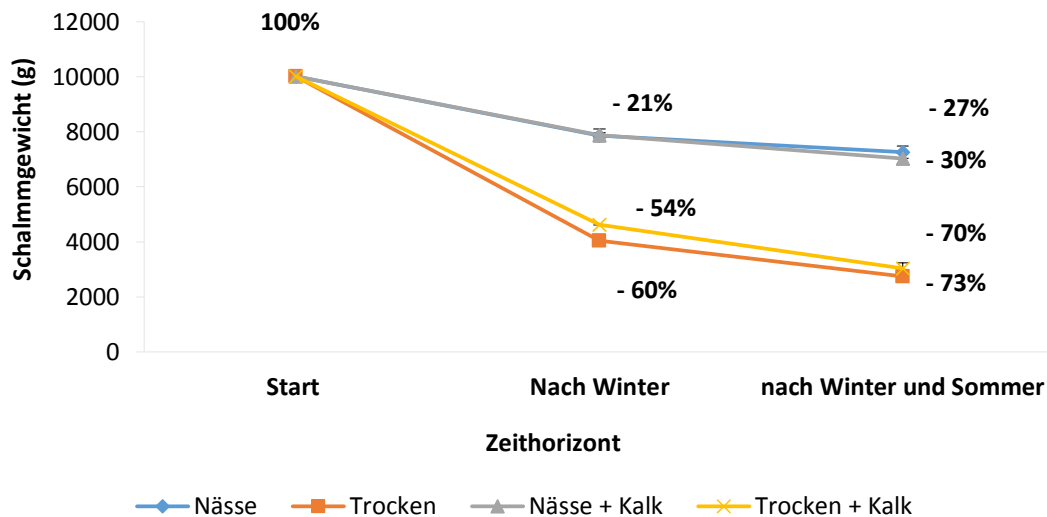


Abb. 87: Veränderung der Gesamtgewichtes des in kleine Eimer (12 L) eingebrachten Teichschlammes mit verschiedenen Behandlungen (Staubass, Trocken, Kalkung) nach Lagerung im Winters und des anschließenden Sommers.

Ähnlich wie in Abb. 86 ist die Reduzierung der Höhe des Teichschlammes in großen Behältern (600 l) unter verschiedenen Bedingungen (Staubass, Trocken, Kalkung) nach Lagerung im Winter und des anschließenden Sommers in Abb. 88 dargestellt. Die niedrigste Höhenreduktion (24% bzw. 26%) war in den Gruppen „Nass“ bzw. „Nass und Kalk“ zu beobachten. Der Effekt der Kalkung auf die Bodenreduktion war nur gering bzw. gar nicht vorhanden. Die größten Veränderungen wurden in allen Gruppen nach der Winterperiode beobachtet, während die anschließende Sömmerung im Vergleich zur winterlichen Trockenlegung geringfügigere Auswirkungen hatte.

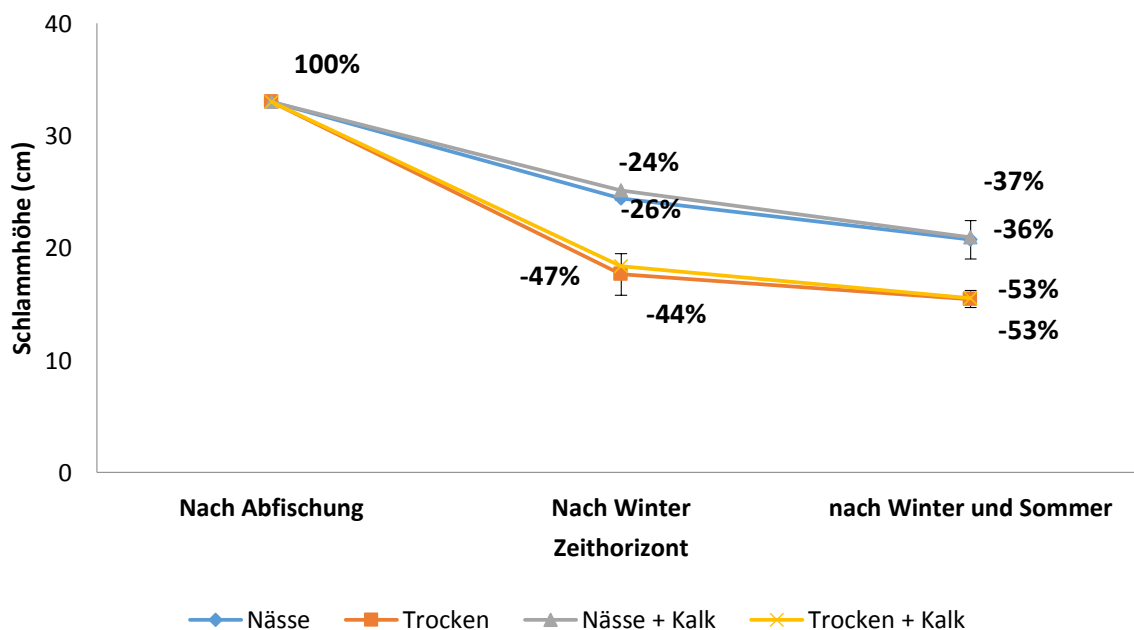


Abb. 88: Veränderung der Höhe des Teichschlammes in grossen Behältern (600 L) mit verschiedenen Behandlungen (Staubass, Trocken, Kalkung) nach Lagerung im Winter und des anschließenden Sommers



Die Mittelwerte der Parameter der Bodenqualität nach der winterlichen Trockenlegung und des Sömmerns in den Behandlungen „Nass“, „Trocken“ und „Kalk“ in kleinen Eimern (KE), in grossen Behältern (GB) und in Teichparzellen (TPR) sind in den Tab. 17 - 19 dargestellt. Entsprechend des Versuchszieles und übereinstimmend mit den Ergebnissen der Reduktion von Gewicht und Höhe (Abb. 86 - 88) war die Trockenmasse in der Gruppe „Trocken“ signifikant ( $P < 0.05$ ) höher. In den KE und GB war sie während des Sommers noch weiter gestiegen, während der Sommer in den TPR, möglicherweise wegen der staunassen Verhältnisse, insgesamt keinen weitere Erhöhung der Trockenmasse mit sich brachte und die Trockenmasse der Behandlung „Nass“ im Teich tendenziell im Vergleich zum Frühjahr leicht sank. Der pH-Wert des Bodens war im Mittel der drei Versuche durch die Kalkung wenig beeinflusst. Nach dem Sommer war er jedoch mit durchschnittlich 7.0 niedriger als nach dem Winter mit durchschnittlich 7.3. Der Canorg war über alle Gruppen durch die Kalkung deutlich erhöht, lediglich nach der Sömmerung in den TPR war in der Behandlung „Trocken“ ein deutlich verringerter Wert zu verzeichnen.

In Bezug auf den Gehalt des Bodens an Gesamtkohlenstoff (Ct) und dem Organischen Kohlenstoff (Corg) bzw. dem Gehalt an Organischer Substanz (errechnet aus Corg) brachte weder die Winterung, die Sömmerung, die Trockenlegung oder die Kalkung, entgegen der Erwartung, deutliche Veränderungen im Teichboden. In den GB waren die Gehalte an organischer Substanz tendenziell nach dem Winter durch die Kalkung erniedrigt. Dies zeigte sich jedoch in den beiden anderen Gruppen nicht. Nach dem Sommer waren die durchschnittlichen Werte des Gehaltes an organischer Substanz ,im Vergleich zu den Werten nach der Winterung, in den GB tendenziell fallend (11.0% vs. 9.7% der TM). In den KE hingegen waren sie leicht höher (13.7% vs. 14.1% der TM) und in den TPR nach dem Sommer noch deutlicher erhöht. (13.8% vs. 15.0% der TM). Der Gehalt an Gesamtstickstoff war in allen Versuchsgruppen und allen Behandlungen in einem ähnlichen Bereich. Lediglich in den TPR war er in der Behandlung „Trocken“ mit 5.3 mg N/g trockenem Boden deutlich niedriger, gegenüber der Behandlung „Nass“ mit 7.8 mg N/g trockenem Boden. Der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor ( $P_2O_5$ -CAL) war am stärksten in den TPR durch die Behandlungen beeinflusst. Er fiel nach der Winterung von 13.9 mg/100 mg trockenem Boden auf 8.3 mg/100 mg und nach dem Sommer deutlich auf 1.8 mg/100 mg. Dabei war er hier nach dem Sommer in der Gruppe „Trocken“ mit durchschnittlich 0.6 mg signifikant niedriger als in der Gruppe „Nass“ mit 3.1 mg/100 mg. In den beiden anderen Gruppen kam es im Frühjahr nicht zu niedrigeren Werten als vor dem Winter. Lediglich nach der Sömmerung kam es zu einem tendenziellen Rückgang von 15.4 mg auf 13.2 mg sowie in den GB von 13.1 mg auf 9.2 mg.

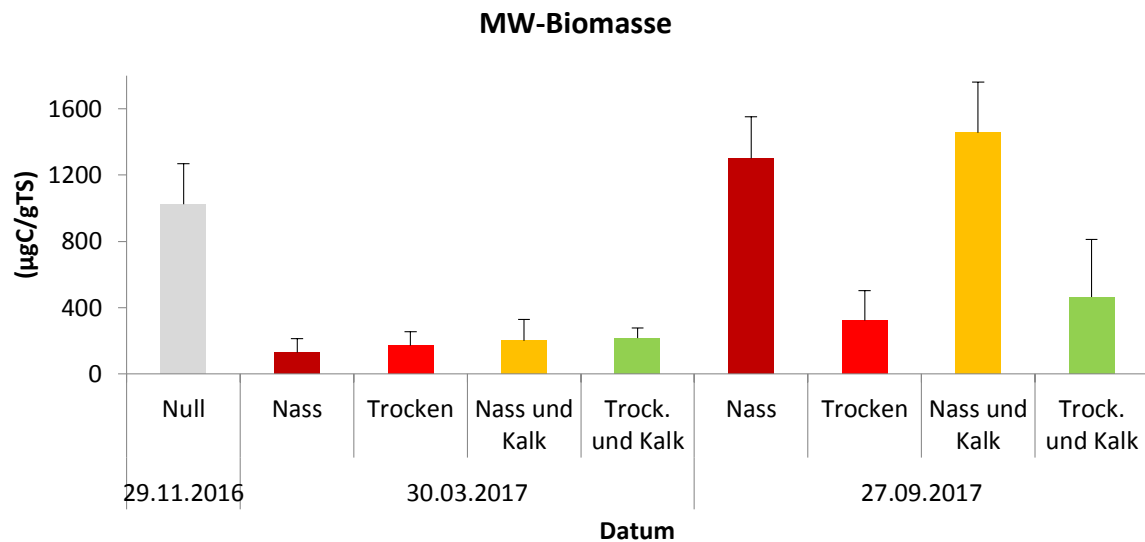


Abb. 89: Mikrobielle Biomasse in Teichbodenparzellen (TPR).

Die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse verlief im Boden der kleinen Eimer (KE) und der grossen Behälter (GB) in allen Behandlungen gleich. Im Mittel dieser beiden Gruppen war nach winterlichem Ausgefrieren in der Behandlung „Trocken“ signifikant und mit 1264.5 µgC/gTS deutlich höher als bei der staunassen Variante mit 431.1 µgC/g TS. Am Ende des Sommers war es jedoch umgekehrt. Bei sehr trockenen Verhältnissen war die mikrobielle Biomasse im Durchschnitt der Gruppen KE und GB mit 353.2 µgC/gTS deutlich und signifikant niedriger als bei staunassen Böden mit 1078.7 µgC/gTS. In den Teichparzellen (TPR) war im Frühjahr der Wert der mikrobiellen Biomasse deutlich zum Herbst erniedrigt. (179.0 vs. 1022.6 µgC/gTS). Dabei waren die Werte in allen Behandlungen etwa auf gleich niedrigem Niveau. Im Sommer kam es in den TPR, ebenso wie in den Gruppen KE und GB, in der Behandlung „Nass“ zu einem deutlichen Anstieg der mikrobiellen Biomasse. Er betrug hier 1378.0 µgC/gTS im Gegensatz zu 393.3 µgC/gTS in der Behandlung „Trocken“ (Abb 89). Die mikrobielle Aktivität war in allen Behandlungen und Gruppen ähnlich, mit Ausnahme der Behandlung „Trocken“ nach der Sömmerung. Bei starker Austrocknung im Sommer zeigte sich auch ein in der Regel signifikanter Rückgang der mikrobiellen Aktivität über alle Gruppen bei einer Katalasezahl von im Mittel 118.3 ml Vol-O<sub>2</sub> in den staunassen vs., sowie einer Katalasezahl von 48.6 ml Vol-O<sub>2</sub> in den trockenen Versuchseinheiten. Die Kalkung bewirkte, in Bezug auf die mikrobielle Biomasse, als auch auf die mikrobielle Aktivität, keine deutlichen Unterschiede zwischen den Gruppen.

# STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Tab. 17: Einfluss des winterlichen Ausgefrierens und des Sömmerns auf die Qualität von Teichböden (Versuchseinheit I: Kleine Eimer 12 L). Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockenmasse der Bodenproben

Parameter	Datum								
	29.11.2016	30.03.2017				27.09.2017			
	Null Probe	Nass	Trocken	Nass und Kalk	Trock.und Kalk	Nass	Trocken	Nass und Kalk	Trock.und Kalk
TM (%)	38.3 ± -	41.1 ± 1.3 <sup>a</sup>	58.4 ± 1.7 <sup>b</sup>	40.4 ± 1.8 <sup>a</sup>	51.5 ± 0.6 <sup>c</sup>	31.5 ± 0.6 <sup>a</sup>	84.1 ± 1.4 <sup>b</sup>	31.4 ± 0.8 <sup>a</sup>	74.9 ± 4.2 <sup>c</sup>
pH-Wert	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1	7.4 ± 0.1	7.4 ± 0.1	6.9 ± 0.1	7.0 ± 0.1	7.0 ± 0.1	7.0 ± 0.1
Canorg (mg/g)	4.0 ± 0.1	4.5 ± 0.2 <sup>ab</sup>	4.0 ± 0.1 <sup>b</sup>	5.3 ± 0.4 <sup>a</sup>	5.1 ± 0.5 <sup>a</sup>	4.5 ± 0.3 <sup>ab</sup>	3.8 ± 0.2 <sup>a</sup>	5.2 ± 0.2 <sup>b</sup>	4.5 ± 0.1 <sup>ab</sup>
Ct (mg/g)	84.8 ± 0.6	82.0 ± 1.7	84.8 ± 2.0	84.1 ± 0.6	84.4 ± 0.6	85.8 ± 2.2	85.9 ± 1.5	86.7 ± 1.7	85.7 ± 0.7
Corg (mg/g)	80.8 ± 0.7	77.5 ± 1.8	80.8 ± 2.0	78.8 ± 0.8	79.4 ± 0.6	81.3 ± 2.4	82.1 ± 1.5	81.5 ± 1.8	81.2 ± 0.8
Organische Subst. (%)	13.9 ± 0.1	13.4 ± 0.3	13.9 ± 0.4	13.6 ± 0.1	13.7 ± 0.1	14.0 ± 0.4	14.1 ± 0.3	14.1 ± 0.3	14.0 ± 0.1
Nt (mgN/g)	7.2 ± 0.1	7.1 ± 0.1 <sup>ab</sup>	7.3 ± 0.1 <sup>a</sup>	6.9 ± 0.1 <sup>b</sup>	7.1 ± 0.1 <sup>ab</sup>	7.0 ± 0.1 <sup>a</sup>	7.3 ± 0.1 <sup>b</sup>	6.9 ± 0.1 <sup>a</sup>	7.3 ± 0.1 <sup>b</sup>
Humusqualität (Corg/Nt)	11.2 ± 0.1	10.9 ± 0.1	11.1 ± 0.2	11.3 ± 0.2	11.2 ± 0.1	11.6 ± 0.3	11.2 ± 0.1	11.7 ± 0.3	11.2 ± 0.1
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – CAL (mg/100mg)	14.2 ± 0.6	18.0 ± 1.8	13.4 ± 0.4	17.4 ± 0.5	13.0 ± 0.2	11.9 ± 0.1	13.9 ± 0.3	14.3 ± 1.3	12.8 ± 0.5
Gesam. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/100mg)	128.5 ± 0.7	134.3 ± 2.9	131.0 ± 3.7	128.3 ± 2.6	127.0 ± 1.4	126.7 ± 1.2 <sup>ab</sup>	134.3 ± 0.5 <sup>a</sup>	125.3 ± 0.9 <sup>b</sup>	129.3 ± 0.9 <sup>ab</sup>
EW KAT-ZA (ml) VoIO	115.8 ± -	94.2 ± 5.8	96.7 ± 3.0	93.4 ± 6.7	83.5 ± 3.5	126.2 ± 8.4 <sup>a</sup>	53.0 ± 4.1 <sup>b</sup>	109.2 ± 16.5 <sup>a</sup>	60.2 ± 2.6 <sup>b</sup>
MW-Biomasse (µgC/gTS)	1143.7 ± -	293.8 ± 85.7 <sup>a</sup>	1170.1 ± 81.8 <sup>b</sup>	382.6 ± 34.5 <sup>a</sup>	1262.4 ± 36.2 <sup>b</sup>	1213.3 ± 215.3 <sup>a</sup>	485.9 ± 86.8 <sup>b</sup>	930.9 ± 235.4 <sup>ab</sup>	538.3 ± 29.4 <sup>b</sup>

TS: Trockenmasse; Canorg, Carbonat-C-Bestimmung; Ct, Gesamtkohlenstoff; Corg, organischer Kohlenstoff ; Nt, Gesamtstickstoff; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – CAL, Pflanzenverfügbar Phosphor; Gesam. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, Gesamt-Phosphor; KAT-ZA, Mikrobielle Aktivität; MW-Biomasse, Mikrobielle Biomasse. Verschiedene Buchstaben beschreiben signifikante Unterschiede ( $P < 0.05$ )

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Tab. 18: Einfluss des winterlichen Ausgefrierens und des Sömmerns auf die Qualität von Teichböden (Versuchseinheit II: Grosse Behälter 600 L). Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockenmasse der Bodenproben.

Parameter	Datum								
	29.11.2016	30.03.2017				27.09.2017			
	Null Probe	Nass	Trocken	Nass und Kalk	Trock.und Kalk	Nass	Trocken	Nass und Kalk	Trock.und Kalk
TM (%)	40.4 ± 0.4	44.1 ± 1.9	56.5 ± 0.7	49.5 ± 6.4	53.1 ± 4.2	33.0 ± 3.8 <sup>a</sup>	68.7 ± 3.2 <sup>b</sup>	33.3 ± 4.2 <sup>a</sup>	70.6 ± 0.4 <sup>b</sup>
pH-Wert	7.4 ± 0.1	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1	7.4 ± 0.1	7.4 ± 0.1	7.1 ± 0.1	7.1 ± 0.1	7.1 ± 0.1	7.1 ± 0.1
Canorg (mg/g)	6.7 ± 0.1	5.6 ± 0.7	5.6 ± 0.1	7.2 ± 0.5	7.0 ± 0.1	6.6 ± 0.6	5.9 ± 0.6	8.2 ± 1.2	7.1 ± 0.5
Ct (mg/g)	68.2 ± 0.9	70.7 ± 4.3	73.0 ± 0.9	66.1 ± 2.3	69.5 ± 1.4	62.9 ± 8.7	66.4 ± 4.2	63.9 ± 2.4	60.2 ± 6.0
Corg (mg/g)	61.5 ± 0.9	65.1 ± 4.6 <sup>ab</sup>	67.4 ± 0.9 <sup>b</sup>	58.9 ± 1.8 <sup>a</sup>	62.5 ± 1.4 <sup>ab</sup>	56.3 ± 9.1	60.5 ± 4.3	55.7 ± 2.6	53.1 ± 6.3
Organische Subst. (%)	10.6 ± 0.2	11.2 ± 0.8 <sup>ab</sup>	11.6 ± 0.2 <sup>b</sup>	10.2 ± 0.3 <sup>a</sup>	10.8 ± 0.2 <sup>ab</sup>	9.7 ± 1.6	10.4 ± 0.7	9.6 ± 0.4	9.2 ± 1.1
Nt (mgN/g)	5.8 ± 0.1	6.0 ± 0.4	6.5 ± 0.1	5.6 ± 0.2	6.0 ± 0.1	5.0 ± 0.9	5.4 ± 0.5	5.0 ± 0.4	4.6 ± 0.5
Humusqualität (Corg/Nt)	10.7 ± 0.2	10.9 ± 0.1	10.4 ± 0.2	10.6 ± 0.2	10.5 ± 0.2	11.2 ± 0.3	11.1 ± 0.2	11.1 ± 0.3	11.5 ± 0.3
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – CAL (mg/100mg)	13.7 ± 0.1	11.6 ± 0.1 <sup>a</sup>	12.7 ± 0.7 <sup>ab</sup>	15.2 ± 0.2 <sup>b</sup>	13.0 ± 0.5 <sup>ab</sup>	7.4 ± 0.4	11.1 ± 1.2	9.4 ± 2.5	8.7 ± 3.1
Gesam. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/100mg)	122.5 ± 3.5	123.3 ± 4.6	130.3 ± 5.4	124.0 ± 3.6	127.3 ± 1.9	101.3 ± 14.0	114.7 ± 7.7	110.0 ± 8.0	105.7 ± 10.1
EW									
KAT-ZA (ml)	96.8 ± 0.1	96.5 ± 1.7 <sup>ab</sup>	80.6 ± 8.5 <sup>b</sup>	111.6 ± 4.6 <sup>a</sup>	94.9 ± 4.3 <sup>ab</sup>	93.1 ± 21.0 <sup>a</sup>	37.6 ± 5.1 <sup>b</sup>	119.0 ± 19.3 <sup>a</sup>	40.2 ± 5.4 <sup>b</sup>
VoIO									
MW-Biomasse (µgC/gTS)	962.0 ± 317.1	502.8 ± 92.9 <sup>a</sup>	1231.4 ± 79.2 <sup>b</sup>	545.0 ± 118.4 <sup>a</sup>	1394.0 ± 165.8 <sup>b</sup>	978.4 ± 552.5 <sup>ab</sup>	189.7 ± 42.3 <sup>b</sup>	1192.1 ± 134.3 <sup>a</sup>	198.6 ± 29.5 <sup>b</sup>

TS:Trockenmasse; Canorg, Carbonat-C-Bestimmung;Ct, Gesamtkohlenstoff; Corg, organischer Kohlenstoff ; Nt, Gesamtstickstoff; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – CAL, Pflanzenverfügbar Phosphor; Gesam. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, Gesamt-Phosphor; KAT-ZA, Mikrobielle Aktivität; MW-Biomasse, Mikrobielle Biomasse. Verschiedene Buchstaben beschreiben signifikante Unterschiede ( $P < 0,05$ ).

STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFFENTEICHWIRTSCHAFT

Tab. 19: Einfluss des winterlichen Ausgefrierens und des Sömmerns auf die Qualität von Teichböden (Versuchseinheit III: Teichperzellen). Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockenmasse der Bodenproben.

Parameter	Datum								
	29.11.2016	30.03.2017				27.09.2017			
	Null Probe	Nass	Trocken	Nass und Kalk	Trock.und Kalk	Nass	Trocken	Nass und Kalk	Trock.und Kalk
TM (%)	39.7 ± 1.3	39.5 ± 1.5	46.2 ± 12.7	39.1 ± 2.8	48.9 ± 11.8	30.0 ± 5.7	47.3 ± 13.2	26.9 ± 5.6	41.7 ± 14.5
pH-Wert	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1	6.9 ± 0.2	6.9 ± 0.1	7.0 ± 0.1	6.8 ± 0.1
Canorg (mg/g)	5.3 ± 1.5	2.9 ± 0.5 <sup>ab</sup>	1.7 ± 0.4 <sup>a</sup>	3.9 ± 0.4 <sup>b</sup>	3.2 ± 0.9 <sup>ab</sup>	2.3 ± 0.3 <sup>ab</sup>	0.8 ± 0.4 <sup>b</sup>	3.0 ± 0.9 <sup>a</sup>	0.8 ± 0.3 <sup>b</sup>
Ct (mg/g)	76.5 ± 9.6	96.3 ± 3.8	63.8 ± 27.1	98.1 ± 8.7	73.8 ± 29.4	99.5 ± 15.6	53.4 ± 35.4	111.9 ± 13.3	90.0 ± 45.5
Corg (mg/g)	71.1 ± 11.1	93.4 ± 3.3	62.0 ± 26.9	94.1 ± 8.4	70.6 ± 28.4	97.2 ± 15.5	52.6 ± 35.7	109.0 ± 14.1	89.3 ± 45.7
Organische Subst. (%)	12.3 ± 1.9	16.1 ± 0.6	10.7 ± 4.6	16.2 ± 1.4	12.2 ± 4.9	16.7 ± 2.7	9.1 ± 6.2	18.8 ± 2.4	15.4 ± 7.9
Nt (mgN/g)	6.5 ± 0.8	7.6 ± 0.5	4.7 ± 2.1	7.7 ± 0.7	5.6 ± 2.3	7.7 ± 1.3	4.0 ± 2.8	8.3 ± 0.9	6.9 ± 3.5
Humusqualität (Corg/Nt)	11.0 ± 0.3	12.3 ± 0.4	13.3 ± 0.4	12.3 ± 0.1	12.8 ± 0.2	12.7 ± 0.1	13.5 ± 0.6	13.1 ± 0.4	13.1 ± 0.8
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – CAL (mg/100mg)	13.9 ± 0.5	9.8 ± 1.3 <sup>ab</sup>	5.4 ± 2.0 <sup>b</sup>	12.0 ± 1.5 <sup>a</sup>	5.9 ± 1.9 <sup>b</sup>	3.0 ± 0.6 <sup>a</sup>	0.7 ± 0.4 <sup>b</sup>	3.2 ± 0.6 <sup>a</sup>	0.4 ± 0.4 <sup>b</sup>
Gesam. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/100mg)	125.5 ± 4.0	112.3 ± 11.0	78.3 ± 26.4	117.0 ± 12.1	87.3 ± 28.0	96.3 ± 11.0	48.0 ± 24.1	103.7 ± 5.3	79.0 ± 35.3
EW									
KAT-ZA (ml)	103.2 ± 11.0	114.3 ± 4.5	98.5 ± 62.9	129.8 ± 2.7	75.0 ± 30.0	115.3 ± 4. <sup>ab</sup>	40.5 ± 28.1 <sup>b</sup>	148.5 ± 33.7 <sup>a</sup>	60.3 ± 41.0 <sup>ab</sup>
VoIO									
MW-Biomasse (µgC/gTS)	1022.6 ± 247.5	128.2 ± 83.1	169.8 ± 83.7	201.0 ± 126.9	216.7 ± 60.2	1299.6 ± 253.6 <sup>a</sup>	322.3 ± 179.0 <sup>b</sup>	1456.4 ± 306.6 <sup>a</sup>	464.2 ± 346.6 <sup>b</sup>

TS: Trockenmasse; Canorg, Carbonat-C-Bestimmung; Ct, Gesamtkohlenstoff; Corg, organischer Kohlenstoff ; Nt, Gesamtstickstoff; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – CAL, Pflanzenverfügbar Phosphor; Gesam. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, Gesamt-Phosphor; KAT-ZA, Mikrobielle Aktivität; MW-Biomasse, Mikrobielle Biomasse. Verschiedene Buchstaben beschreiben signifikante Unterschiede ( $P < 0.05$ ).

### Einflüsse der Belüftung auf die Qualität der Teichböden

Die Bodenproben wurden zweimal in jedem Versuchsteich gezogen (3 Wochen nach Versuchsbeginn, kurz vor Versuchsende). Die Mittelwerte der Parameter der Teichbodenqualität im Belüftungsversuch sind in Tab. 20 dargestellt. Die Belüftung hatte keinen Einfluss auf die beobachteten Bodenparameter, mit Ausnahme der Aktivität der Mikroorganismen. Hier war, bedingt durch die Belüftung, eine höhere mikrobielle Aktivität und eine signifikant ( $P < 0.05$ ) höhere mikrobielle Biomasse (1272.6 vs. 994.7  $\mu\text{C/gTS}$ ) festzustellen.

Tab. 20: Beschaffenheit von Teichböden in gefüllten Teichen in Belüftung-Experiment in 2016. Data sind Mittelwerte  $\pm$  SD, (n = 8). Gehalte und Anteile bezogen auf die Trockenmasse der Bodenproben.

Parameter	Einheit	Ohne Belüftung	Mit Belüftung
<b>pH-Wert</b>	-	7.6 $\pm$ 0.1	7.5 $\pm$ 0.1
<b>Ct</b>	mg/g	37.3 $\pm$ 11.2	43.3 $\pm$ 20.9
<b>Corg</b>	mg/g	23.1 $\pm$ 8.3	29.5 $\pm$ 17.0
<b>Nt</b>	mg N/g	2.9 $\pm$ 1.0	3.4 $\pm$ 1.8
<b>Humusqualität</b>	-	8.0 $\pm$ 0.4	8.6 $\pm$ 0.6*
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – CAL</b>	mg/100mg	18.8 $\pm$ 3.8	18.3 $\pm$ 4.3
<b>Gesam. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	mg/100mg	130.6 $\pm$ 29.9	135.8 $\pm$ 44.7
<b>EW KAT-ZA</b>	(ml) VolO	64.9 $\pm$ 36.6	105.0 $\pm$ 64.7
<b>MW-Biomasse</b>	$\mu\text{C/gTS}$	994.7 $\pm$ 126.1	1272.6 $\pm$ 268*

Mit \* gekennzeichnete Werte beschreiben signifikante Unterschiede ( $P < 0.05$ ).

## Nährtieraufkommen (*KUL*) und Fischerträge (*IFI*)

### Düngeversuche in RPE ohne Fischbesatz

#### Phytoplankton

In den Proben aus den fischfreien RPE-Ansätzen konnten wir in allen Gruppen nur sehr geringe Mengen an Algen vorfinden. Gelegentlich beobachtete Grünalgenaufkommen in einzelnen RPE waren nach sehr kurzer Zeit nicht mehr vorhanden. Eine leichte, kurz andauernde Algenblüte, wurde am 6.7.2016 in einigen Einheiten festgestellt. Die Probenahme aus den betroffenen, mit Gras und Mist gedüngten RPE, zeigte einen grünen Oberflächenfilm. Die mikroskopische Auswertung ergab als Hauptvertreter die Chlorophyceen *Chlorogonium elongatum* und *Clamydomonas* sp. (Abb. 90a).

Grund für das geringe Algenwachstum waren nach unserer Einschätzung die stets hohen Dichten an algenweidendem Zooplankton und das Makrophytenwachstum. Es wurden dennoch regelmäßig Testproben genommen und mikroskopisch auf enthaltene Algen untersucht. Neben den erwähnt geringen Grünalgenaufkommen konnten keine Blaualgen-Spezies gefunden werden. Eine Zählung aus dem gewonnenen Material war nach Sedimentierung und Einkonzentration, aufgrund der Verschmutzung und geringer Abundanz, nicht möglich. Eine explizite Aussage konnte demnach nicht getroffen werden. Insbesondere die taxonomische Bestimmung wurde besonders durch die hohen Anteile an Schwebstoffen in den Konzentraten verhindert, weshalb bei der Beurteilung des Phytoplanktonaufkommens in den jeweiligen Versuchsgruppen auf die quantitativen Daten aus der Chlorophyll a-Bestimmung und Cyanobakterien-Pigmentextraktion zurückgegriffen wurde.

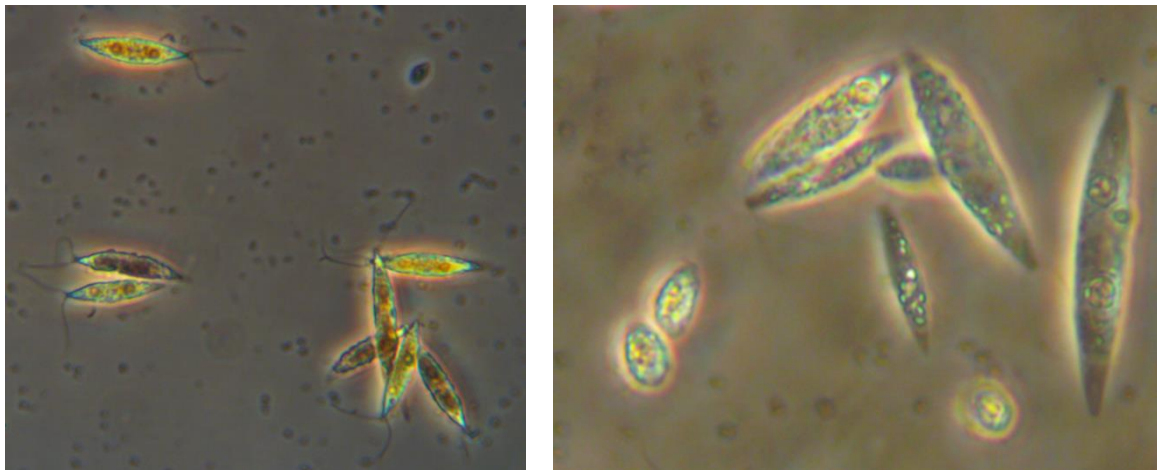


Abb. 90a: Phytoplankton-Proben aus oberflächennahen Algenblüten vom 6.7.2016 aus RPE der grasgedüngten Gruppe. Die Hauptvertreter waren *Chlorogonium elongatum* (links) und *Clamydomonas* sp. (ellipsoid, rechts). Phasenkontrast-Mikroskopie.

#### Zooplankton

Alle gewonnenen Zooplankton-Proben von drei Probenahmeterminen aus den fischfreien RPE-versuchen wurden per Stereomikroskop ausgewertet und auf den Gehalt pro L beprobten Wassers in den Einheiten angepasst. Das Augenmerk galt v.a. dem Aufkommen an Wasserflöhen (Cladoceren) und Hüpferlingen (Copepoden), wobei bei letzteren subadulte Stadien (Nauplien) gesondert betrachtet wurden, da diese aufgrund ihrer geringen Größe, von Karpfen kaum oder nur wenig aufgenommen werden können. Mit erfasst wurden jedoch planktische Larvenstadien v.a. von Dipteren und größere Rotatorien. Daneben wurde, besonders bei den Einheiten mit Strohgabe, ab Juni ein sehr starkes Aufkommen von Stechmückenlarven registriert, welche sich jedoch methodenbedingt (Zugnetz) nur vereinzelt in den Proben befanden. An sonstigen Insektenlarven waren *Chaoborus* spp. die weitaus häufigsten Vertreter. Stets war der Effekt der fischfreien RPE auf

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

die Nährtier-Produktion deutlich erkennbar. Das, im Gegensatz zum umliegenden Teichwasser, zumeist sehr klare Wasser und die fehlende Prädation ließen dabei teils enorme Mengen an Zooplankton in den fischfreien RPE entstehen, welche die intrinsische Produktion des Teichs an Invertebraten sichtbar machte.

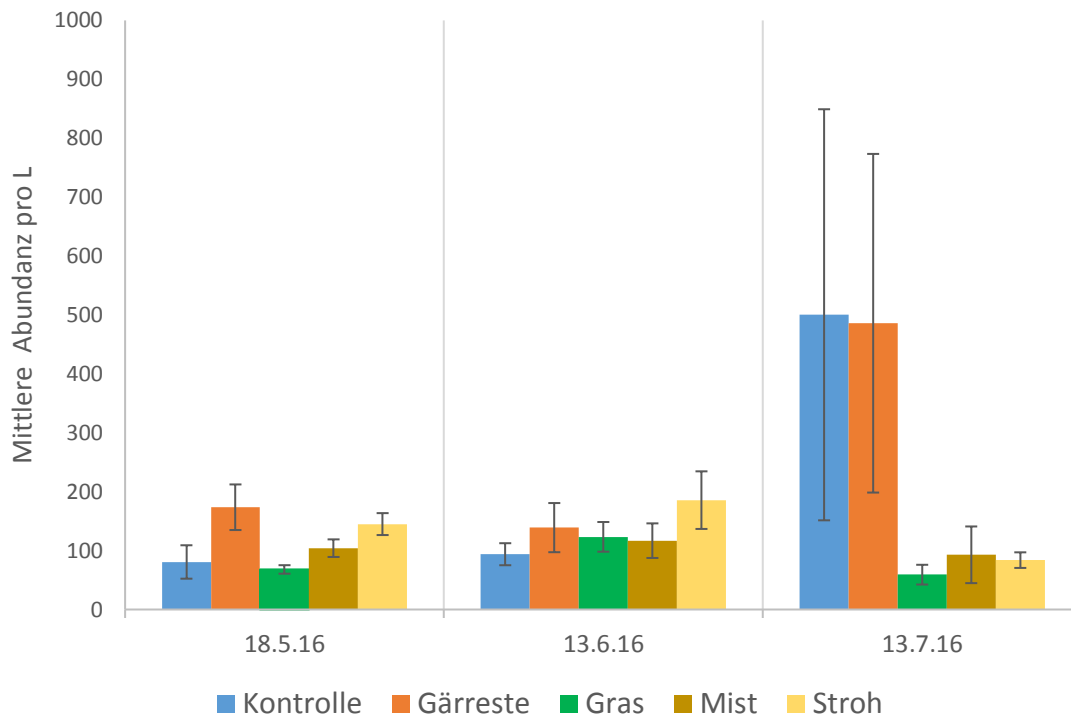


Abb. 90b: Mittlere Abundanzen an Cladoceren pro L aus Zugnetzprobe im Düngeversuch mit fischfreien RPE.

Obleich die Cladoceren die wichtigste planktische Karpfennahrung darstellen, konnte keine Naturstoff-Düngung das Wasserfloh-Aufkommen signifikant erhöhen (Abb. 90b). Tendenziell konnte die Zugabe von Gärresten die Wasserfloh-Abundanz pro L zu Versuchsbeginn, im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle, in etwa verdoppeln. Mitte Juni waren im Mittel in den strohgedüngten Einheiten die meisten Cladoceren präsent. Im Juli kam es in unbehandelten Kontrollen und einigen RPE mit Gärresten zu einem starken Anstieg der Populationen, wodurch im Mittel die übrigen Fertilisationsansätze wesentlich geringere Zahlen an Wasserflöhen aufwiesen.



## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

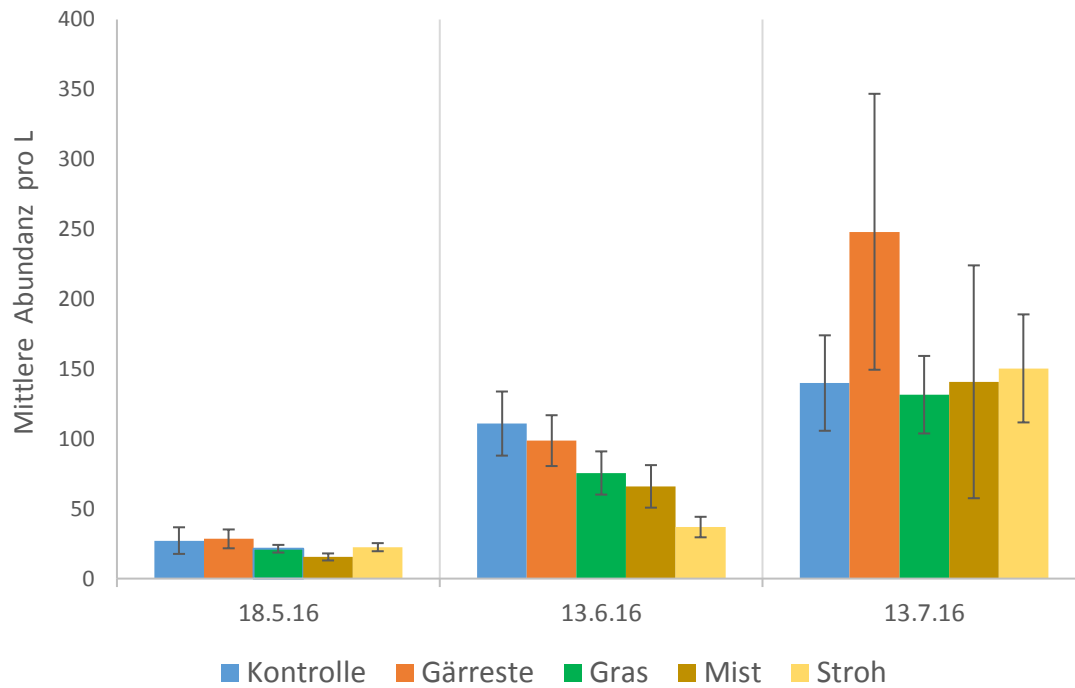


Abb. 91: Mittlere Abundanzen an Copepoden pro L aus Zugnetzprobe im Düngeversuch mit fischfreien RPE.

Bez. des Aufkommens an Copepoden zeigten sich erst ab Juni Unterschiede zwischen den Gruppen (Abb. 91), wobei in allen Düngeansätzen weniger Copepoden zu finden waren als in der Kontrolle. Hierbei zeigte sich in der strohgedüngten Gruppe im Juni sogar ein adverser Effekt (Kontrolle vs. Stroh,  $P < 0.05$ ). Das Aufkommen an Copepoden stieg ansonsten bis zum Sommer stetig an, wobei keiner der Fertilisatinsansätze die Individuendichten signifikant steigern konnte. Nur in den mit Gärresten behandelten Gruppen konnte im Juli im Mittel eine Steigerung der Copepodenpopulation erzielt werden.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

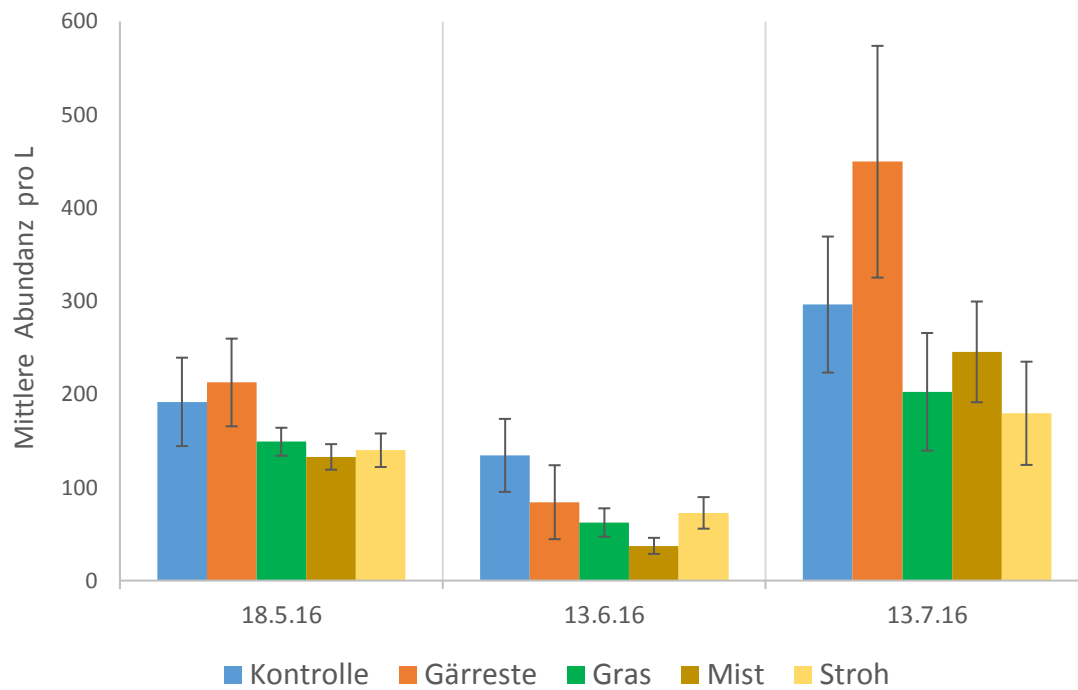


Abb. 92: Mittlere Abundanzen an Nauplien pro L aus Zugnetzprobe im Düngeversuch mit fischfreien RPE.

Auch wenn zusätzlich das Aufkommen an Nauplien betrachtet wurde, konnte keine signifikante Steigerung durch die Düngegaben erzielt werden (Abb. 92). Damit waren die Abundanzen von planktischen Crustaceen mit Düngung teils niedriger als in den ungedüngten Kontrollansätzen. Stroh besaß dagegen tendenziell einen positiven Effekt auf das Rotatorien-Aufkommen im Sommer (Abb. 93).

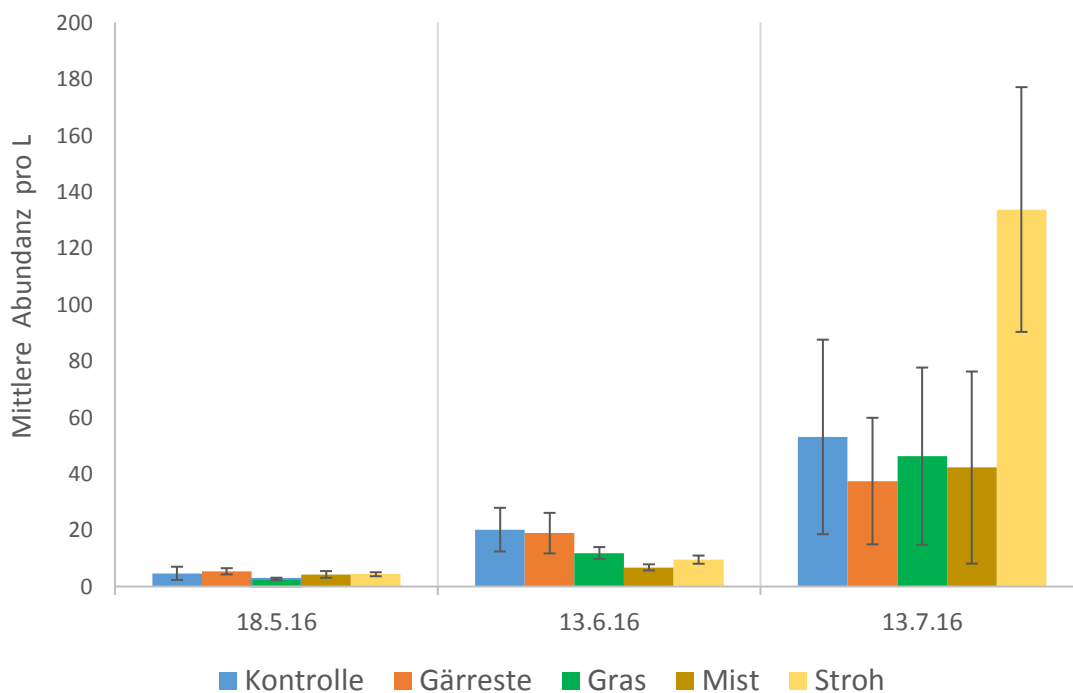


Abb. 93: Mittlere Abundanzen an Rotatorien pro L aus Zugnetzprobe im Düngeversuch mit fischfreien RPE.

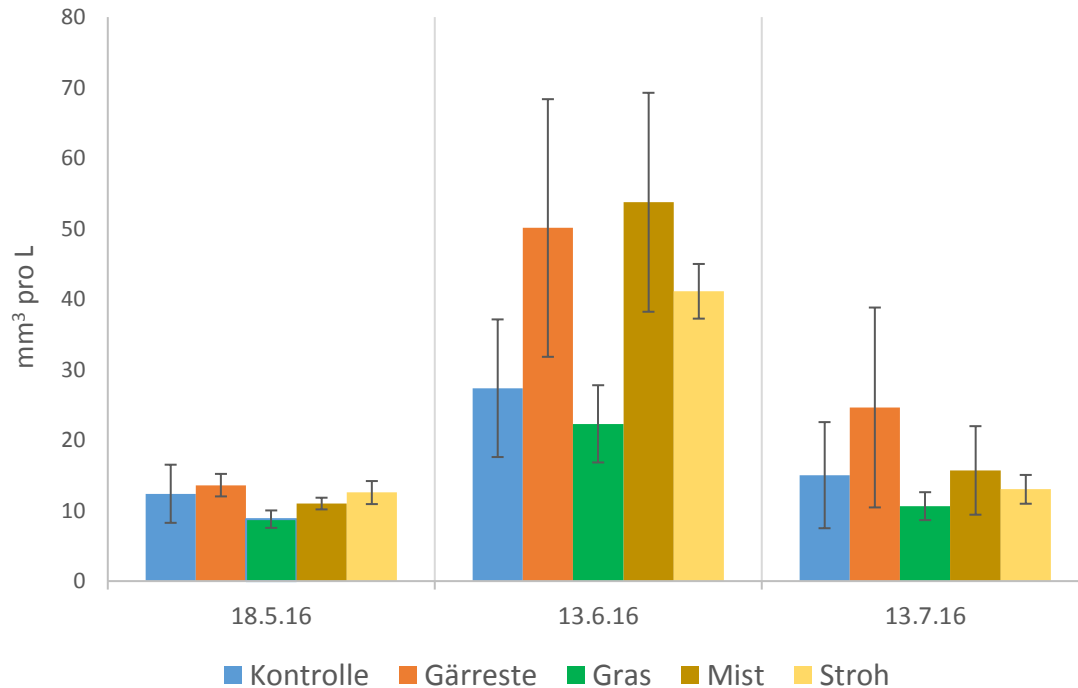


Abb. 94: Mittlere Zooplankton-Biomassegehalte (volumetrisch ermittelt) pro L aus Zugnetzprobe im Düngeversuch mit fischfreien RPE.

Betrachtet man die volumetrisch bestimmte Biomasse der Zooplanktonproben aus den einzelnen Gruppen, so kann, trotz des Fehlens einer signifikanten Erhöhung der Biomasse, eine positive Tendenz bei P und N-dichten Substraten (Gärreste, Mist) im Juni festgestellt werden (Abb. 94). In diesen Ansätzen sind demnach, trotz nicht signifikanter Abundanzunterschiede, deutlich größere Individuen aufgekommen. Überraschend war des Weiteren die Abnahme der Biomasse in allen Gruppen im Juli.

#### Benthos (Sedimentgreifer)

Die Auswertung der Bodennährtiere mittels Sedimentgreifer erbrachte hinsichtlich der wichtigen Nährtier-Gruppe, der Chironomidenlarven, keine signifikanten Unterschiede zwischen den Düngeansätzen (Abb. 95). Das Aufkommen an Oligochaeten konnte mit der Gabe von Gärresten bis in den Frühsommer deutlich erhöht werden (Abb. 96). Später im Juli hatten die strohgedüngten Ansätze hinsichtlich der Schlammröhrenwurm-Populationen einen augenscheinlichen Vorteil (nicht signifikant). Die Bestimmung der Biomasse anhand der Sedimentgreifer-Proben ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen (Abb. 97 und 98).

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

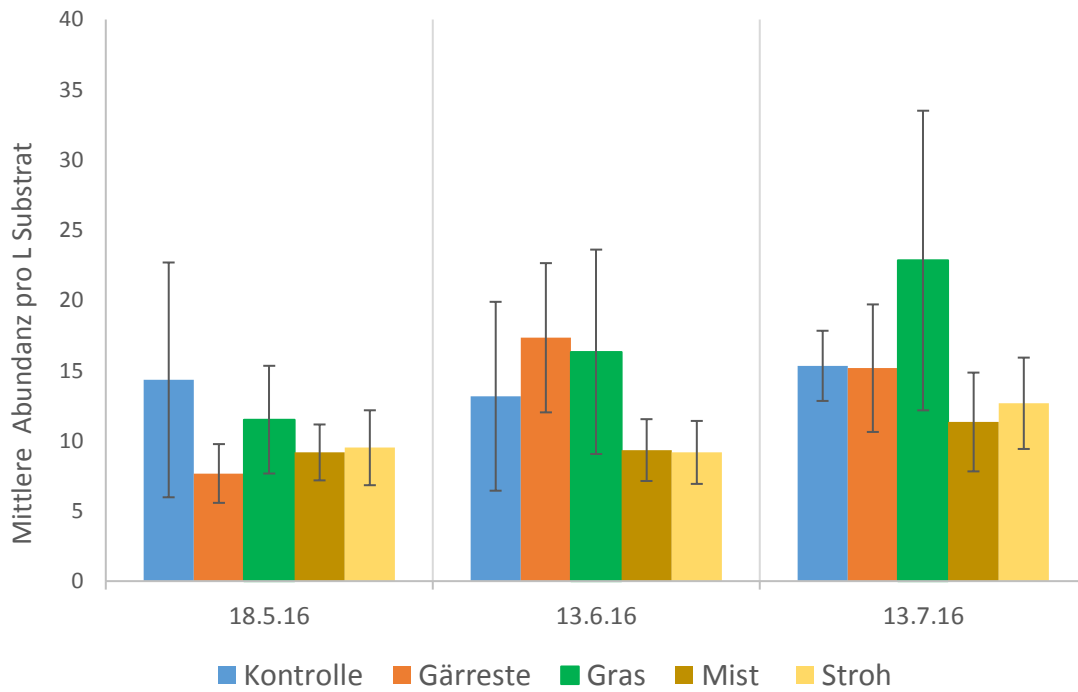


Abb. 95: Mittlere Abundanzen an Chironomiden pro L Benthosprobe per Sedimentgreifer im Düngerversuch mit fischfreien RPE.

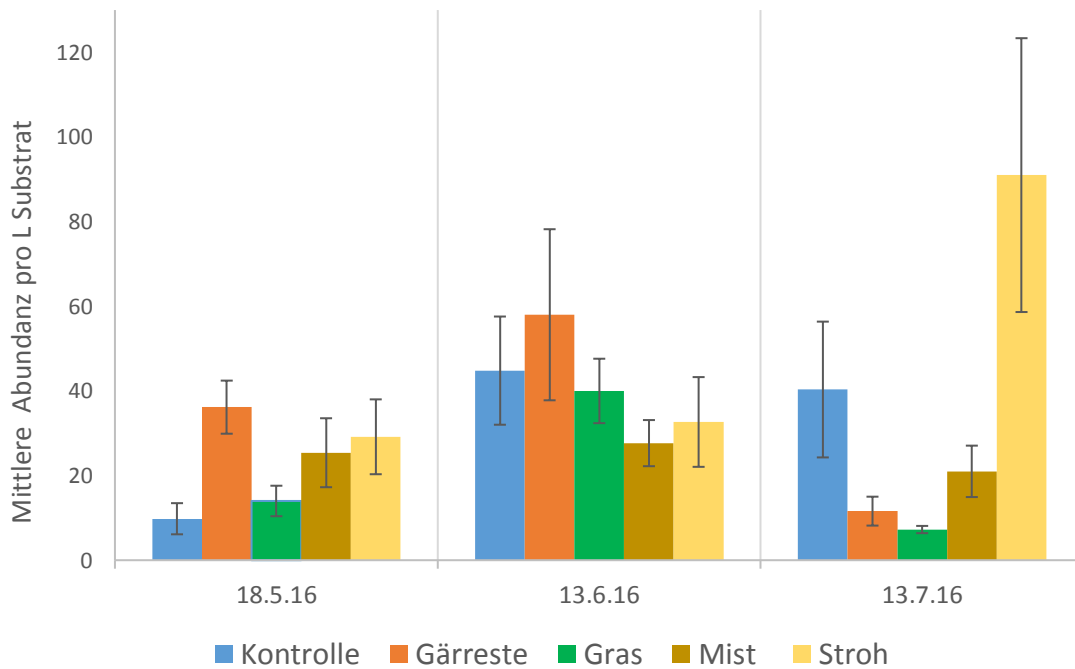


Abb. 96: Mittlere Abundanzen an Oligochaeten pro L Benthosprobe per Sedimentgreifer im Düngerversuch mit fischfreien RPE.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

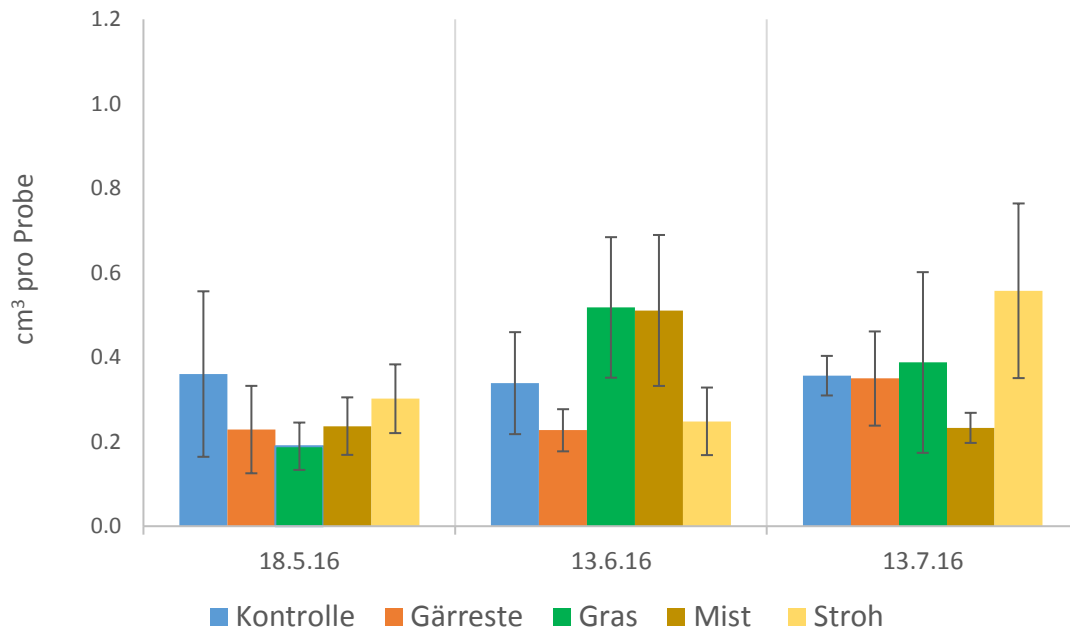


Abb. 97: Mittlere Biomasse benthischer Nährtiere (volumetrisch) in den gesamten Benthosproben per Sedimentgreifer im Düngerversuch mit fischfreien RPE.

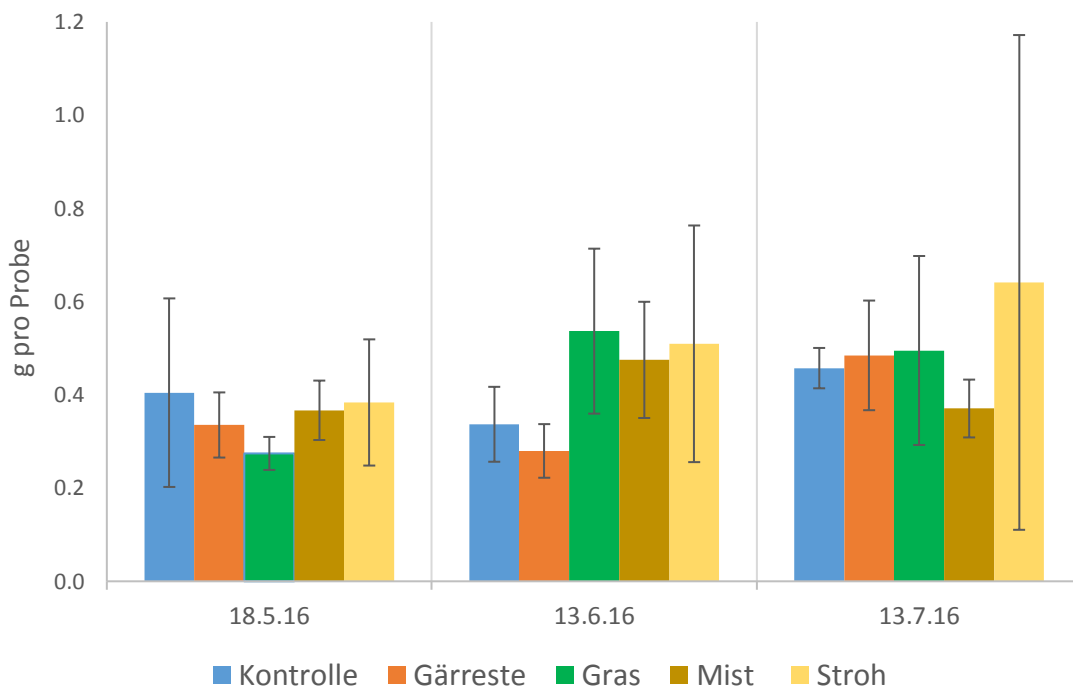


Abb. 98: Mittlere Biomasse benthischer Nährtiere (Nassgewicht) in den gesamten Benthosproben per Sedimentgreifer im Düngerversuch mit fischfreien RPE.

Benthos (Kick-Sample Netz)

Die Beprobung mit dem Kick-Sample Bodenkescher brachte deutlich höhere Individuenzahlen in den Einzelproben. Diese sind somit im Vergleich mit den Resultaten der Sedimentgreifer-Methode als repräsentativer zu betrachten.

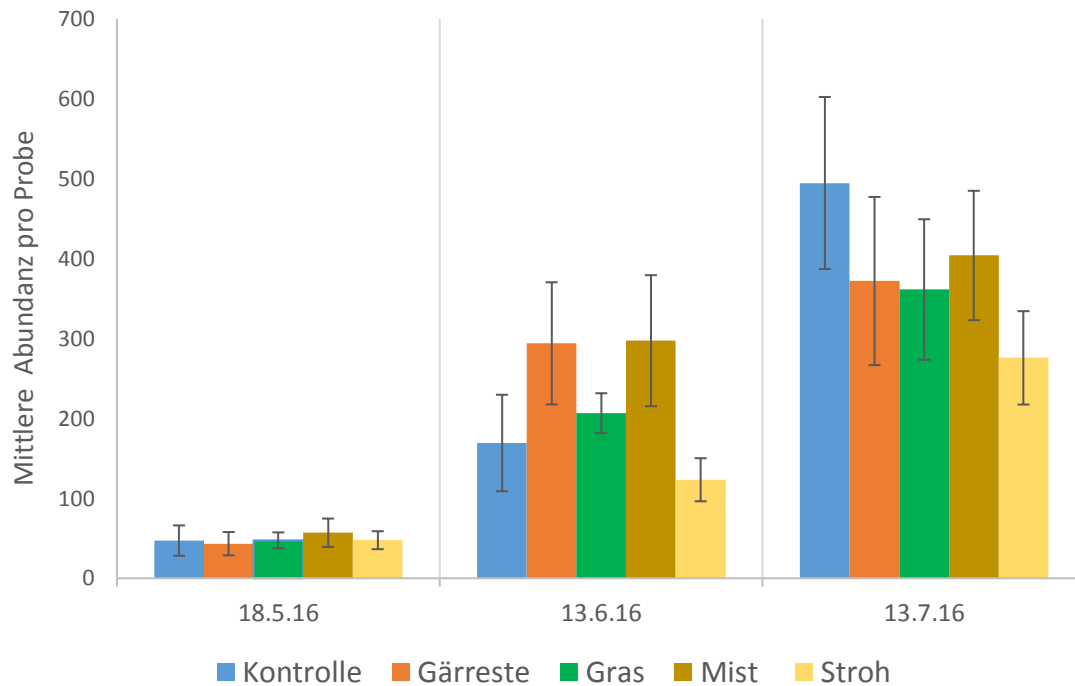


Abb. 99: Mittlere Abundanzen an Chironomidenlarven in den gesamten Benthosproben per Kick-Sample-Kescher im Düngeversuch mit fischfreien RPE.

Die Düngegaben führten erst in der Juniprobe zu Unterschieden zwischen den Abundanzen in den Versuchsgruppen (Abb. 99). Wieder waren es die vergleichsweise nährstoffdichten Naturdünger, Gärreste und Mist, welche ein messbares Plus an Chironomidenlarven gegenüber der ungedüngten Kontrolle erbrachten. Bereits im Juli war deren Abundanz jedoch in der Kontrolle am höchsten. Mist als Düngestoff erbrachte im Frühsommer eine signifikante Steigerung des Aufkommens an benthischen Schlammröhrenwürmern (Abb. 100;  $P < 0.05$  vs. Gras/Stroh am 18.5.). Auch im Juni wies die mistgedüngte Gruppe eine höhere Oligochaeten-Abundanz auf (nicht signifikant). Ungedüngte Ansätze zeigten jedoch später im Sommer höhere Oligochaeten-Abundanzen (Kontrolle vs. Stroh am 13.7.  $P < 0.005$ ). Die Gabe von Stroh war dem Oligochaeten-Aufkommen im Benthos im Sommer offenkundig abträglich ( $P < 0.05$  vs. Kontrolle, Gärreste, Mist). Die Biomasse der Boden-Nährtiere stieg in allen Versuchsgruppen im Versuchsverlauf an (Abb. 101 und 102). Keine Naturdüngung konnte dabei in dem Düngeexperiment in fischfreien RPE, unter den guten Nährstoffbedingungen, die gemessene Benthos-Biomasse entscheidend erhöhen. Die organische Düngung hat bezüglich der Biomasse bodenlebender Karpfennährtiere demnach keinen signifikanten Vorteil. Biogas-Gärreste erbrachten sogar eine tendenziell geringere Biomasse.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

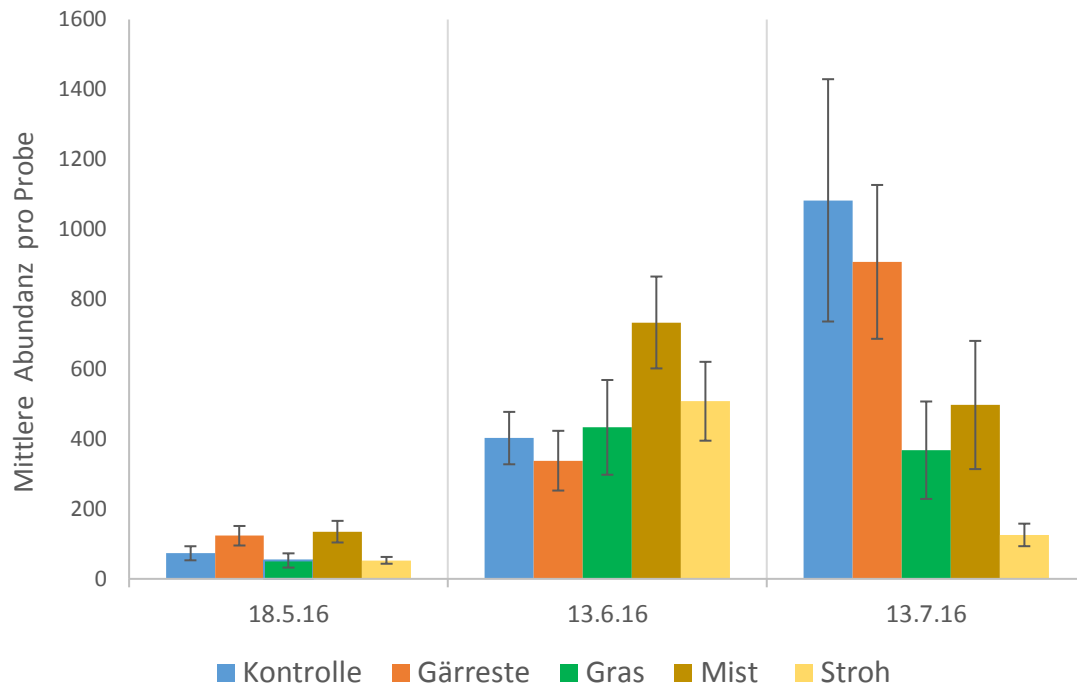


Abb. 100: Mittlere Abundanzen an Oligochaeten in den gesamten Benthosproben per Kick-Sample-Kescher im Düngerversuch mit fischfreien RPE.

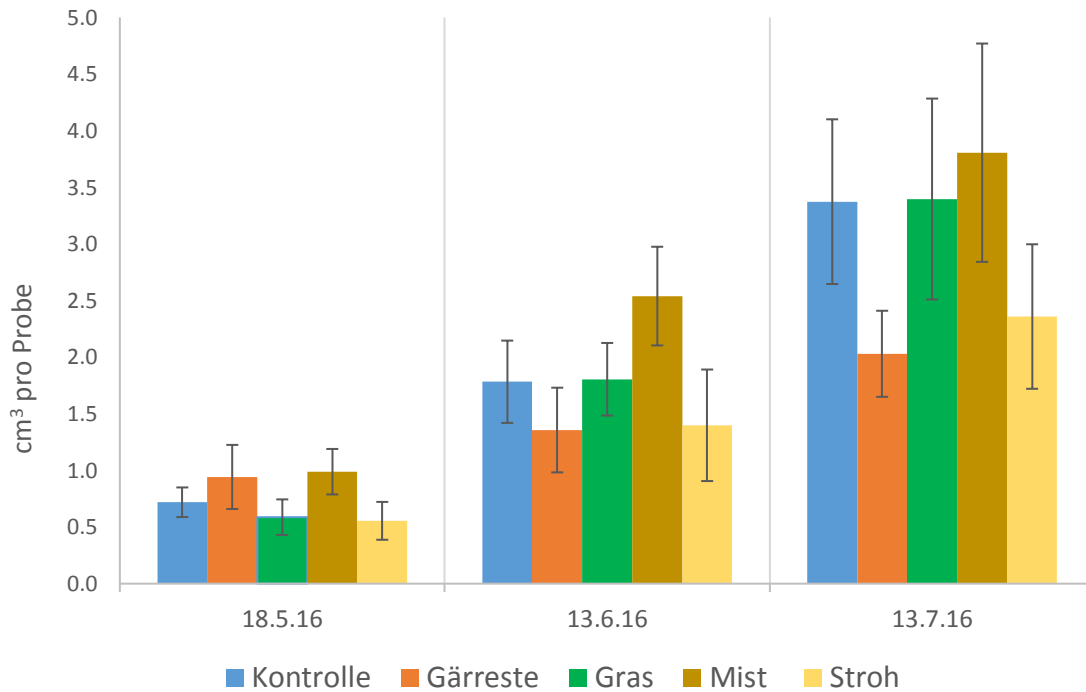


Abb. 101: Mittlere Biomasse benthischer Nährtiere (volumetrisch) in den gesamten Benthosproben per Kick-Sample-Kescher im Düngerversuch mit fischfreien RPE.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

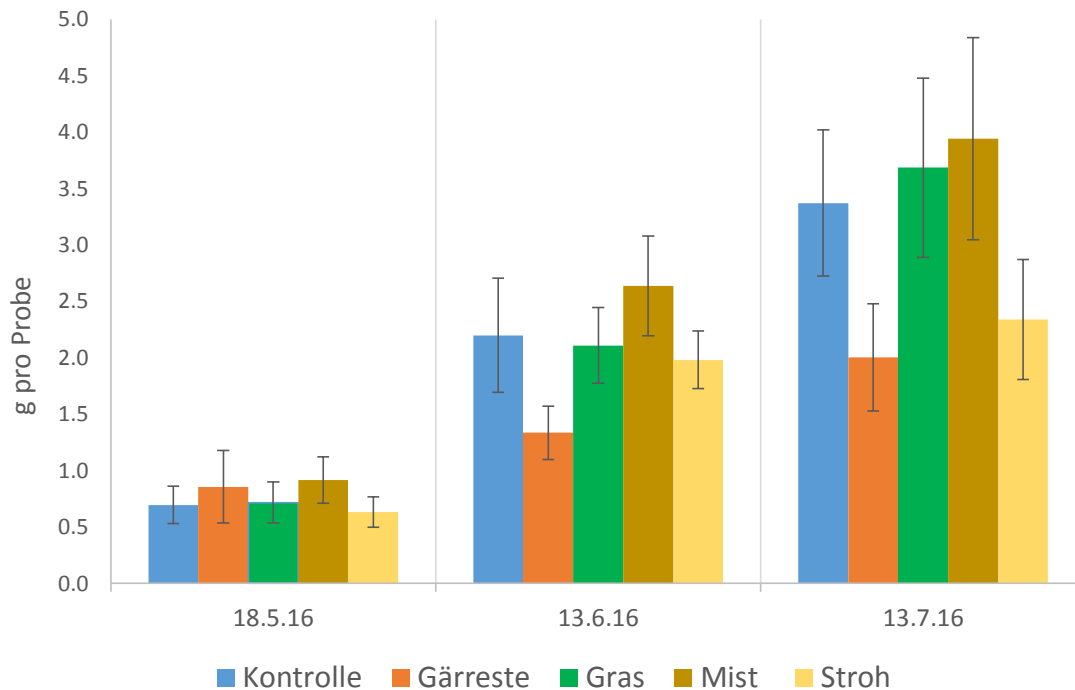


Abb. 102: Mittlere Biomasse benthischer Nährtiere (Nassgewicht) in den gesamten Benthosproben per Kick-Sample-Kescher im Düngerversuch mit fischfreien RPE.

### Düngerversuche in RPE mit Fischbesatz

Aufgrund der bereits im eutrophen, nährstoffreichen Teich gemessenen geringen Konzentration an verfügbarem Phosphat wurde der Folgeversuch in zwei nährstoffärmeren Kleinteichen, unter Verwendung natürlicher, sehr P-dichter Fertilisationsstoffe, durchgeführt. Hierbei wurden die behandelten Gruppen mit Fischen besetzt, um neben dem Nährtieraufkommen, auch direkt Daten über den potentiell erzielten Zuwachs der Tiere zu erhalten.

### Phytoplankton

In den Proben aus den mit Karpfen besetzten RPE-Ansätzen konnte wegen der entsprechenden Trübung nur äußerst geringes Phytoplanktonwachstum beobachtet werden. In den Kontrollansätzen wurde ein hohes Maß an Makrophytenwachstum festgestellt (siehe Diskussion), was wiederum das Algenwachstum verhinderte (siehe Daten zum Chlorophyll a-Gehalt Abb. 45). Eine sichtbare Grünalgenblüte in einzelnen RPE ab Anfang Juni war von kurzer Dauer. Eine Probenahme aus dem Oberflächenfilm vom 9.6.2017, aus je zwei RPE ohne Düngung (jeweils mit und ohne sichtbares Algenwachstum), und einem RPE mit Hühnermist-Gabe ergab als Hauptvertreter in letzterem Ansatz *Chlorella* sp. aus der Ordnung Chlorococcales. Weiterhin häufig detektiert werden konnten *Cryptomonas* sp. und *Scenedesmus* sp., während im fischfreien RPE die Chlorophyceen der Gattungen *Scenedesmus* spp., *Desmodesmus* sp. und *Pedastrium* sp. vorherrschten (Abb. 103). Kontrollproben aus anderen RPE zeigten verschwindend geringes Aufkommen an planktischem Phytoplankton.





Abb. 103: Phytoplankton-Proben aus Algenblüten vom 9.6.2017 aus RPE der Gruppen ohne Fische und Hühnermist-Gabe. Die Hauptvertreter waren *Chlorella* sp. (links), *Cryptomonas* sp. (Mitte links), *Scenedesmus* spp. (Mitte rechts) und *Pediastrum* spp. (links). Phasenkontrast-Mikroskopie.

Der Anteil an Schwebstoffen in den Phytoplankton-Testproben war aufgrund des Fischbesatzes noch deutlich gegenüber den fischfreien Ansätzen erhöht, was eine mikroskopische Analyse des Phytoplanktons aus einkonzentrierten Schöpfproben verhinderte. Wie schon im Ansatz ohne Fischbesatz wurde daher zur Beurteilung des Phytoplanktonaufkommens in den jeweiligen Versuchsgruppen auf die quantitativen Daten aus der Chlorophyll a-Bestimmung zurückgegriffen, was auch die vereinzelt schwachen Algenblüten mit erfasste. Zur besseren qualitativen Einschätzung des Phytoplanktonaufkommens wurde im Rahmen des Projekts, zur Detektion der in der Karpfenteichwirtschaft wichtigen Blaualgen, zusätzlich eine Cyanobakterien-Pigmentextraktion etabliert, mit welcher analog der Chlorophyll-Bestimmung aus Wasserproben die hydrophilen Pigmente der planktischen Blaualgen extrahiert und photometrisch detektiert werden konnten.

### Zooplankton

Im nährstoffarmen Teich zeigte der Düngeversuch mit RPE mit Karpfenbesatz bezüglich des Zooplanktonaufkommens einen saisonalen Verlauf. Das Aufkommen der Cladoceren stieg ca. einen Monat versetzt mit dem der Copepoden an. Die Cladoceren zeigten in diesem Versuchsteil im nährstoffärmeren Teich zudem weit höhere Abundanzen als die Copepoden (Abb. 105). Dabei fiel besonders auf, dass kaum planktische Crustaceen in den RPE ohne Fische zu finden waren. Die Gruppe ohne Fische hatte bei nahezu allen statistischen (multiplen) Vergleichen mit den übrigen Gruppen, ab der Beprobung im Juni, signifikant niedrigere Abundanzen.

Hinsichtlich des Aufkommens an Cladoceren in den Versuchsgruppen erfolgte ein, gegenüber dem ungedüngten Kontrollansatz, starker Anstieg zunächst in der mit Hühnermist behandelten Gruppe gemessen bei Probenahme im Juli (Abb. 105). Zuvor (im Juni) war die Cladoceren-Abundanz signifikant geringer als Pferdemit. Pferdemit war dagegen später, im Sommer, bez. des erzeugten Cladoceren-Aufkommens signifikant im Vorteil gegenüber Hühnermist und lag hinsichtlich der Abundanzen stets über der ungedüngten Kontrolle und Hühnermist ( $P < 0.05$  am 3.8. und 12.9.). Überraschenderweise fielen die Cladoceren-Abundanzen in der Hühnermist-Gruppe im Oktober weit unter die in der ungedüngten Kontrolle ( $P = 0.03$ ).



Abb. 104: Fixierte Zooplankton-Probe (verdünnt) aus den RPE-Versuchen zur Auszählung per Stereolupe.

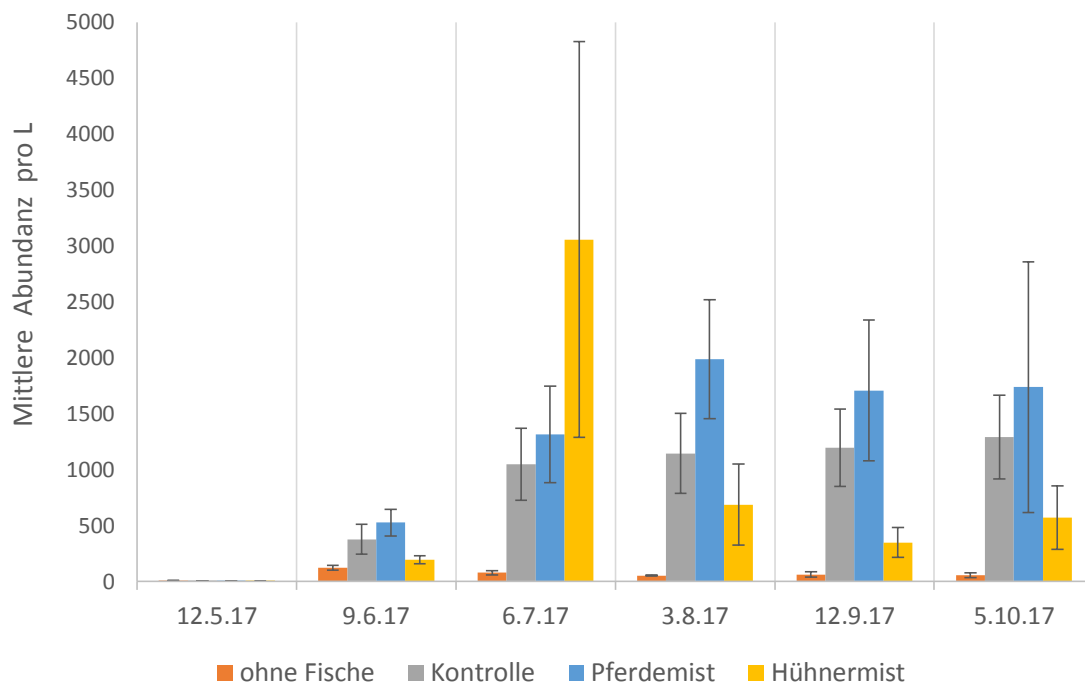


Abb. 105: Mittlere Abundanzen an Cladoceren pro L aus Zugnetzprobe im Düngerversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

Das Aufkommen an Copepoden war ebenfalls geprägt von einem starken Anstieg im Juni, v.a. in der Gruppe Hühnermist, bei welcher die Abundanz mehr als doppelt so hoch wie in der ungedüngten Kontrolle war (Abb. 106). Im saisonalen Verlauf nahm die Copepoden-Population wieder unter Kontrollniveau ab. Pferdemist erbrachte keine deutliche Steigerung im Copepoden-Aufkommen. Die planktisch lebenden Insektenlarven profitieren zwischen Juni und August lediglich von der Absenz von Fischen, das minimale Aufkommen in den mit Fischen besetzten RPE ließ keine Rückschlüsse auf Düngeeffekte zu (Abb. 107).

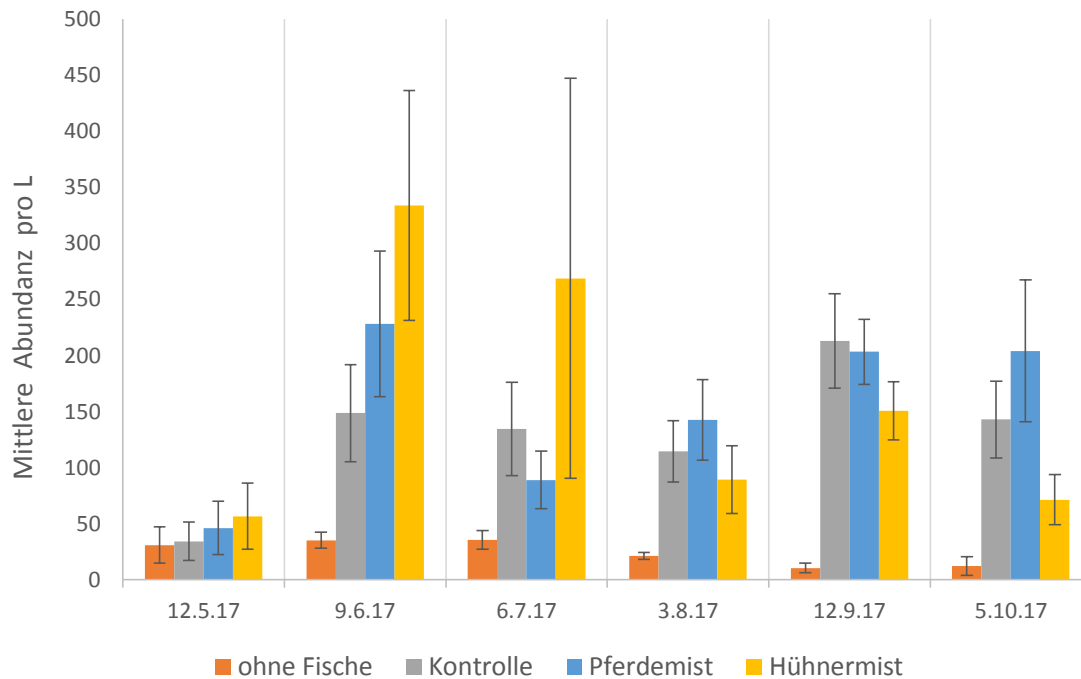


Abb. 106: Mittlere Abundanzen an Copepoden pro L aus Zugnetzprobe im Düngeversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

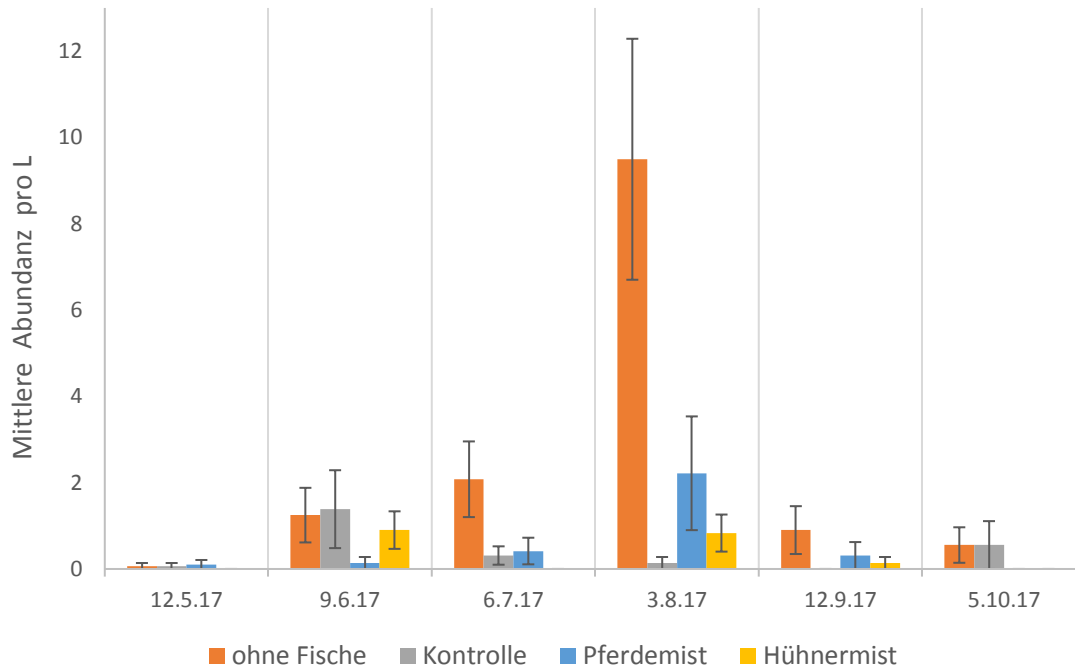


Abb. 107: Mittlere Abundanzen an Insektenlarven pro L aus Zugnetzprobe im Düngerversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

Die aus Planimetrie, anhand von Digitalaufnahmen ermittelte, Biomasse der Crustaceen-Hauptgruppe Cladoceren als berechnetes Trockengewicht und summierte Fläche, bestätigte die saisonalen Effekte von Hühner und Pferdemist hinsichtlich der an den Probeterminen vorgefundenen Cladoceren-Abundanzen (Abb. 108 und 109). Ab Juli trug die Pferdemist-Gabe zu einer anhaltend moderaten Erhöhung der Biomasse bei, Hühnermist wirkte eher kurzfristig im Juli und die Biomasse sank daraufhin bis weit unter Kontrollniveau.

Die Auftragung des Cladoceren-Biovolumens pro L (Abb. 110) verdeutlicht, das in der fischfreien Kontrollgruppe im Sommer mitunter sehr viel größere Einzelindividuen als in den mit Fischen besetzten Gruppen präsent waren. Auch auf die Copepoden-Biomasse hatte der P-dichte Hühnermist ab Versuchsbeginn eine steigernde Wirkung von Versuchsbeginn bis Juli (Abb. 111 und 112). Hinsichtlich des Volumens war bei der Biomasse der Copepoden jedoch kein deutlicher Unterschied vorhanden (Abb. 113).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

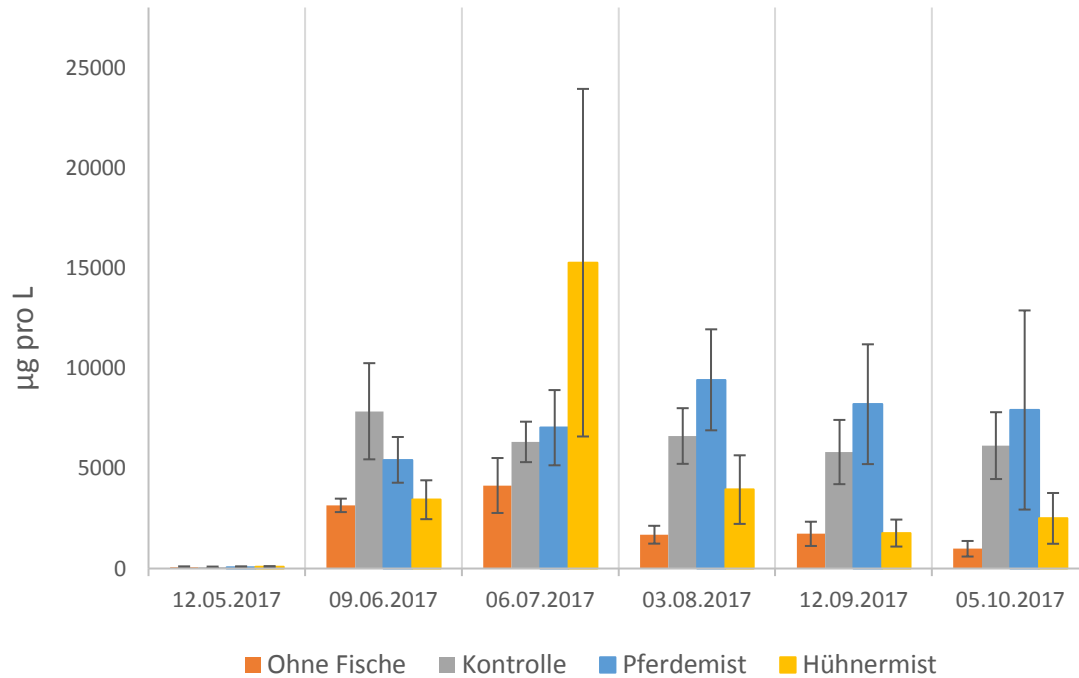


Abb. 108: Mittlere Biomasse an Cladoceren berechnet aus Digital-Imaging-Planimetrie als Trockengewicht pro L im Düngerversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

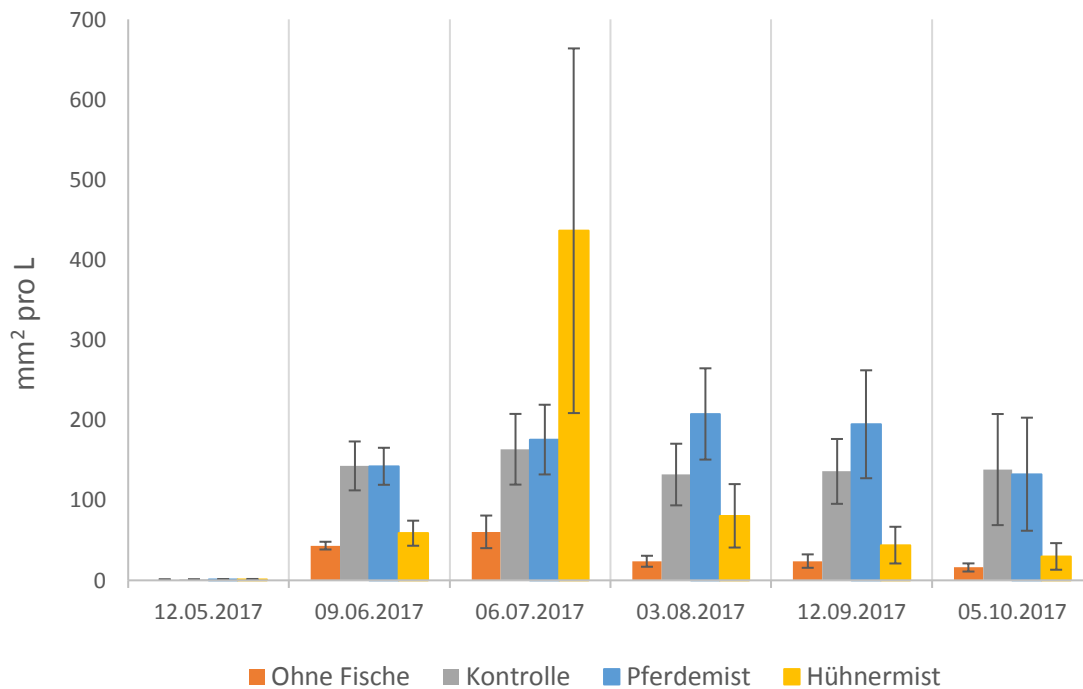


Abb. 109: Mittlere Biomasse an Cladoceren berechnet aus Digital-Imaging-Planimetrie als mittlere Gesamtfläche pro L im Düngerversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

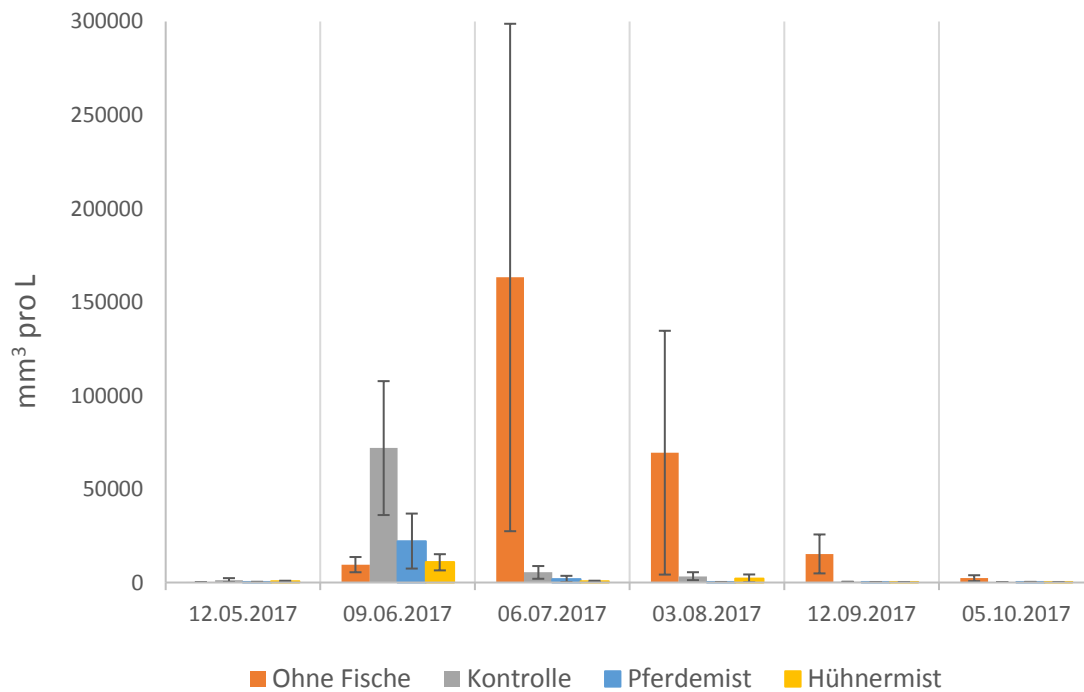


Abb. 110: Mittlere Biomasse an Cladoceren berechnet aus Digital-Imaging-Planimetrie als Volumen pro L im Düngeversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

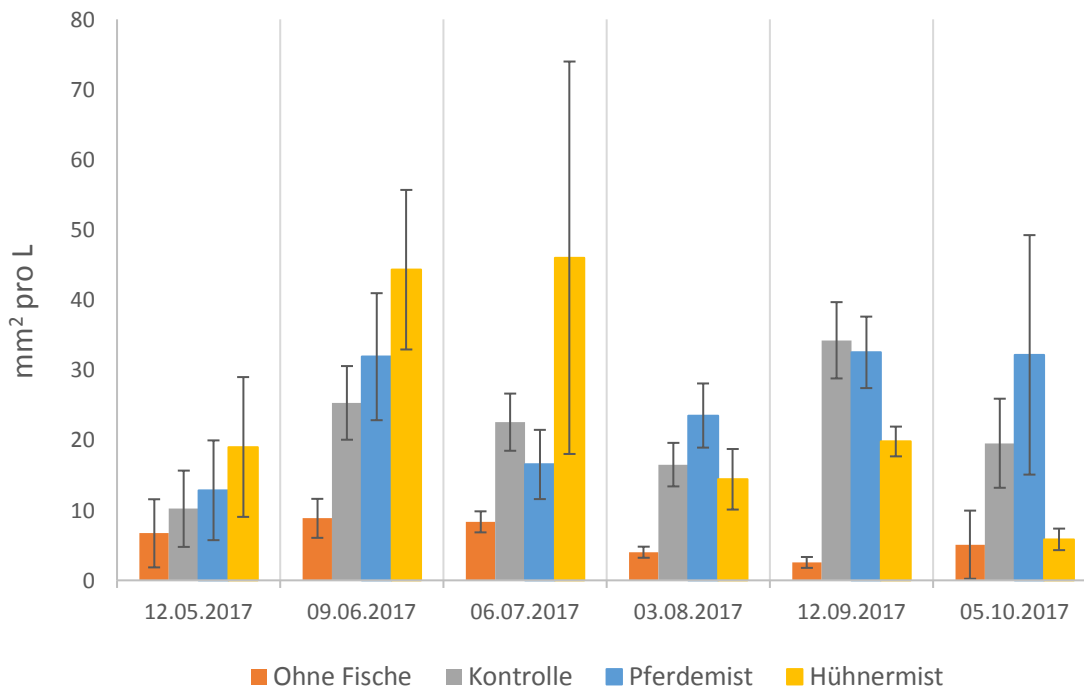


Abb. 111: Mittlere Biomasse an Copepoden berechnet aus Digital-Imaging-Planimetrie als mittlere Gesamtfläche pro L im Düngeversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

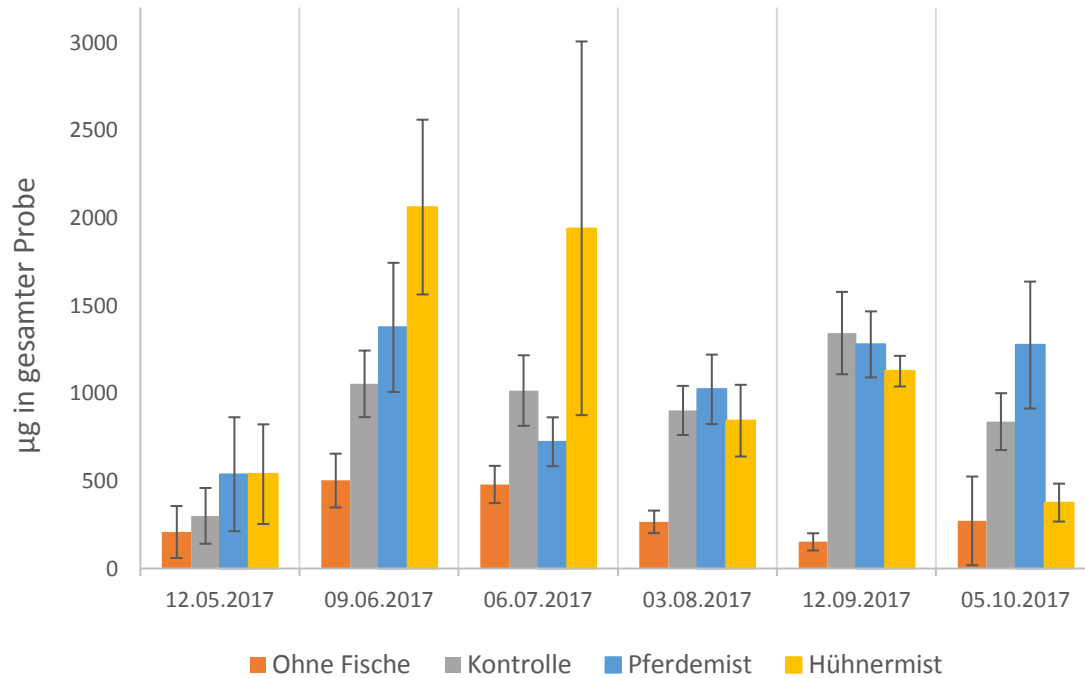


Abb. 112: Mittlere Biomasse an Copepoden berechnet aus Digital-Imaging-Planimetrie als Trockengewicht pro L im Düngerversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

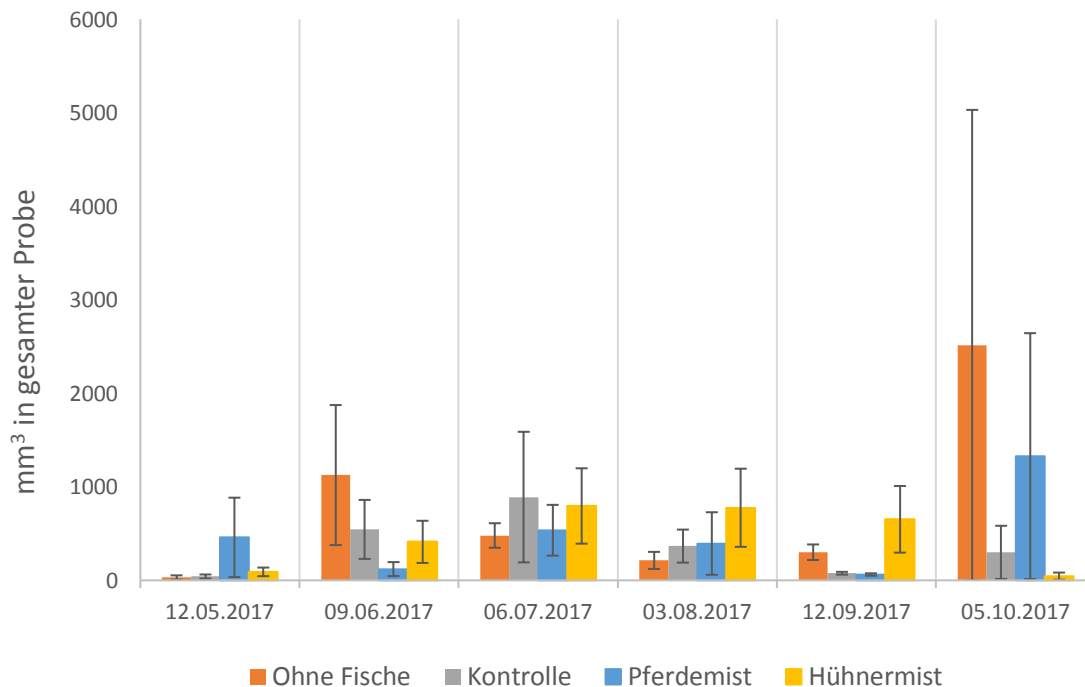


Abb. 113: Mittlere Biomasse an Copepoden berechnet aus Digital-Imaging-Planimetrie als Volumen pro pro L im Düngerversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

Die Gesamtwerte (Summe aller Crustaceen) für die berechneten Biomassen der unterschiedlich behandelten Gruppen aus dem Düngerversuch mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich sind in Tab. 21 wiedergegeben. Hinsichtlich der aus Planimetrie ermittelten Gesamtfläche lag die mit Pferdemist behandelte Gruppe stets über der unbehandelten Kontrolle, beim Trockengewicht war

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

der Vorteil dieser Behandlung erst ab August ersichtlich. Das vorgefundene Biovolumen hingegen war in der unbehandelten Gruppe zumeist wesentlich höher.

Tab. 21: Summierte Gesamtwerte für die berechneten Zooplankton-Biomassen der einzelnen Versuchsgruppen aus dem Düngerversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich an den jeweiligen Probeterminen pro gesamter Zugnetzprobe (K = Kontrolle, OF = ohne Fische, HM = Hühnermist, PM = Pferdemist).

	Fläche [cm <sup>2</sup> ]				Trockengewicht [mg]				Volumen [ml]			
	OF	K	HM	PM	OF	K	HM	PM	OF	K	HM	PM
12.05.2017	0.48	0.71	1.29	0.89	1.61	2.17	3.72	3.70	0.40	8.40	4.15	4.23
09.06.2017	3.34	10.78	6.61	11.17	23.22	56.66	34.38	43.0	68.05	464.3	71.8	142.8
06.07.2017	4.42	11.94	30.93	12.32	29.45	46.61	109.5	49.4	1048.96	39.99	8.83	15.35
03.08.2017	1.78	9.53	6.09	14.82	12.41	47.82	30.32	66.5	446.52	23.81	18.7	3.78
12.09.2017	1.70	10.91	4.09	14.57	12.01	45.34	18.10	60.2	99.80	2.36	4.65	1.67
05.10.2017	1.36	10.12	2.29	10.56	7.95	44.36	18.30	58.4	29.86	2.88	0.54	9.42

Im Zuge der Auswertung der Daten zur Biomassen wurden bei statistischer Auswertung nach Probedatum zahlreiche signifikante Gruppenunterschiede erzielt. Alle signifikanten Gruppenvergleiche und solche mit niedriger Irrtumswahrscheinlichkeit aus den multiplen Post-hoc-Vergleichen mit entsprechenden Tests sind in Tab. 22 aufgelistet.

Tab. 22: Statistische Gruppenunterschiede (post-hoc) aus der Biomasseanalyse im Düngerversuch 2017 in RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich an den jeweiligen Probeterminen (K = Kontrolle, OF = ohne Fische, HM = Hühnermist, PM = Pferdemist, Cla = Cladoceren, Cop = Copepoden).

Probedatum	Faktor	Organismus	Gruppe 1	Gruppe 2	P	Post hoc Test
9.6.	Fläche	Cl	HM	K	0.0175	DUNN
9.6.	Fläche	Cl	OF	K	0.0041	DUNN
9.6.	Fläche	Cl	HM	PM	0.0067	DUNN
9.6.	Fläche	Cl	PM	OF	0.0015	DUNN
9.6.	Fläche	Cop	HM	OF	0.0013	CONOVER
9.6.	Fläche	Cop	OF	K	0.0280	CONOVER
9.6.	Fläche	Cop	PM	OF	0.0117	CONOVER
9.6.	Trockengewicht	Cop	HM	OF	0.0022	CONOVER
9.6.	Trockengewicht	Cop	OF	K	0.0655	CONOVER
9.6.	Trockengewicht	Cop	PM	OF	0.0298	CONOVER
6.7.	Volumen	Cl	HM	OF	0.0037	DUNN
6.7.	Volumen	Cl	OF	K	0.0275	DUNN
6.7.	Volumen	Cl	PM	OF	0.0037	DUNN
3.8.	Fläche	Cl	HM	K	0.0850	CONOVER
3.8.	Fläche	Cl	OF	K	0.0035	CONOVER
3.8.	Fläche	Cl	HM	PM	0.0235	CONOVER
3.8.	Fläche	Cl	PM	OF	0.0008	CONOVER
3.8.	Trockengewicht	Cl	HM	PM	0.0640	CONOVER
3.8.	Trockengewicht	Cl	OF	K	0.0101	CONOVER
3.8.	Trockengewicht	Cl	PM	OF	0.0046	CONOVER
3.8.	Volumen	Cl	HM	OF	0.0037	CONOVER
3.8.	Volumen	Cl	OF	K	0.0618	CONOVER
3.8.	Volumen	Cl	PM	OF	0.0152	CONOVER
3.8.	Fläche	Cop	HM	OF	0.0198	CONOVER
3.8.	Fläche	Cop	OF	K	0.0035	CONOVER
3.8.	Fläche	Cop	HM	PM	0.0613	CONOVER



## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

3.8.	Fläche	Cop	PM	OF	0.0002	CONOVER
3.8.	Trockengewicht	Cop	OF	K	< 0.09	TUKEY
3.8.	Trockengewicht	Cop	OF	PM	< 0.09	TUKEY
3.8.	Trockengewicht	Cop	OF	OF	< 0.09	TUKEY
12.9.	Fläche	Cl	HM	K	0.0485	CONOVER
12.9.	Fläche	Cl	OF	K	0.0166	CONOVER
12.9.	Fläche	Cl	HM	PM	0.0084	CONOVER
12.9.	Fläche	Cl	PM	OF	0.0026	CONOVER
12.9.	Trockengewicht	Cl	HM	K	0.0533	CONOVER
12.9.	Trockengewicht	Cl	OF	K	0.0705	CONOVER
12.9.	Trockengewicht	Cl	HM	PM	0.0118	CONOVER
12.9.	Trockengewicht	Cl	PM	OF	0.0161	CONOVER
12.9.	Volumen	Cl	HM	OF	0.0023	CONOVER
12.9.	Volumen	Cl	OF	K	0.0498	CONOVER
12.9.	Volumen	Cl	PM	OF	0.0410	CONOVER
12.9.	Fläche	Cop	HM	K	0.0024	CONOVER
12.9.	Fläche	Cop	HM	OF	0.0034	CONOVER
12.9.	Fläche	Cop	OF	K	0.0000	CONOVER
12.9.	Fläche	Cop	PM	OF	0.0000	CONOVER
12.9.	Trockengewicht	Cop	HM	OF	0.0008	CONOVER
12.9.	Trockengewicht	Cop	OF	K	0.0003	CONOVER
12.9.	Trockengewicht	Cop	PM	OF	0.0004	CONOVER
5.10.	Fläche	Cl	HM	K	0.012709	CONOVER
5.10.	Fläche	Cl	OF	K	0.004389	CONOVER
5.10.	Fläche	Cl	HM	PM	0.011317	CONOVER
5.10.	Fläche	Cl	PM	OF	0.003892	CONOVER
5.10.	Trockengewicht	Cl	HM	K	0.021035	CONOVER
5.10.	Trockengewicht	Cl	OF	K	0.001031	CONOVER
5.10.	Trockengewicht	Cl	HM	PM	0.056443	CONOVER
5.10.	Trockengewicht	Cl	PM	OF	0.003138	CONOVER
5.10.	Fläche	Cop	HM	K	0.062883	CONOVER
5.10.	Fläche	Cop	OF	K	0.00305	CONOVER
5.10.	Fläche	Cop	HM	PM	0.046224	CONOVER
5.10.	Fläche	Cop	PM	OF	0.00213	CONOVER
5.10.	Trockengewicht	Cop	HM	K	0.078387	CONOVER
5.10.	Trockengewicht	Cop	OF	K	0.006462	CONOVER
5.10.	Trockengewicht	Cop	HM	PM	0.025064	CONOVER
5.10.	Trockengewicht	Cop	PM	OF	0.001759	CONOVER

Im Fazit muss angemerkt werden, dass der Vorteil der Naturdüngung in Bezug auf das Crustaceen-Aufkommen bei Beprobung mit Fischbesatz anhand der Abundanzen nicht klar ersichtlich hervortritt. Beprobung konnten bei diesem Versuchsteil nur die zum Probetermin von den Karpfen nicht konsumierten Individuen, was sich in der Biomasse-Analyse, bzw. der daraus ableitbaren Individuengröße deutlich niederschlägt. Dennoch kann aus den Resultaten geschlossen werden, dass die gestaffelten Hühnermistgaben einen eher kurzfristigen Steigerungseffekt auf die Zooplanktondichte erzeugten, wohingegen die Applikation von Pferdemit einen langsam wirkenden, langhaltenden Effekt zeigte.

Benthos

Teils waren in einzelnen RPE bez. der benthisch vorkommenden Insektenlarven, neben den Hauptvertretern Chironomiden, zahlreiche andere Insektenlarven vorhanden. Diese bestanden größtenteils aus Vertretern der Chaoboridae. Ab Ende Juli herrschten Ephemeroptera-Arten vor. Die Chironomidenlarven waren in den mit Fischen besetzten RPE nur in relativ geringen Mengen vorhanden (Abb. 114), welches auch durch die Düngegaben nicht über den Konsum der Fische hinaus erhöht werden konnte. In den fischfreien Einheiten war ein signifikant höheres Aufkommen im Mai und Juni präsent (vor Schlupfbeginn).

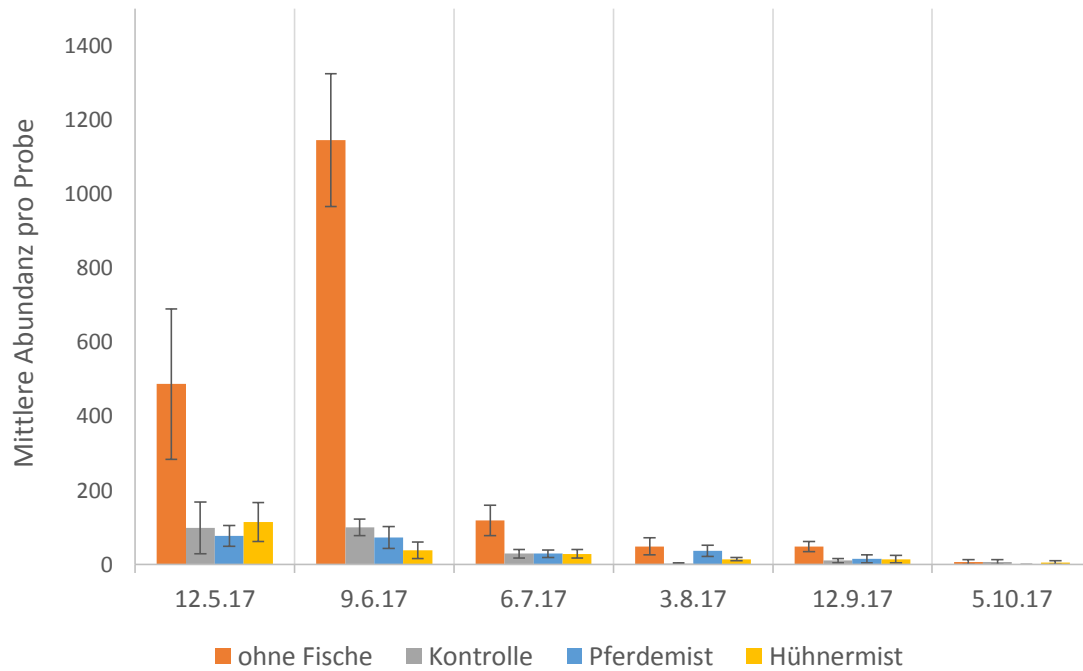


Abb. 114: Mittlere Abundanzen an Chironomiden in den gesamten Benthosproben per Kick-Sample-Kescher im Düngerversuch mit RPE mit Karpfenbesatz.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

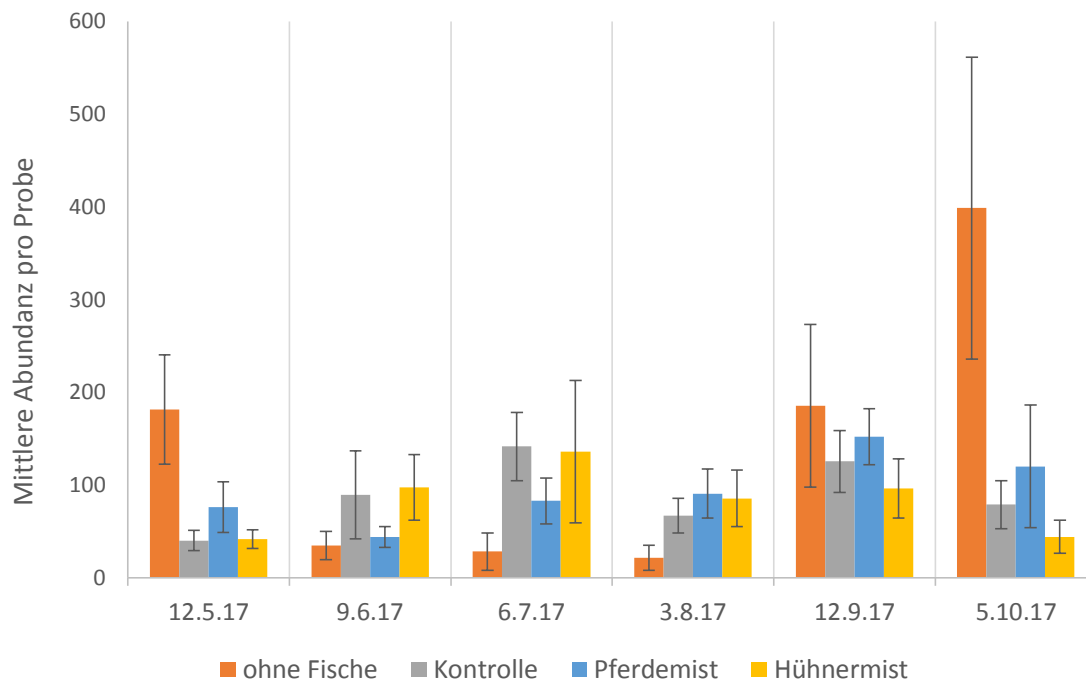


Abb. 115: Mittlere Abundanzen an Oligochaeten in den gesamten Benthosproben per Kick-Sample- im Düngeversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

In Ansätzen ohne Fischbesatz kam es zu einem Abfall der Oligochaetenzahlen im Sommer, wobei die Abundanzen nach dem Sommer in dieser Gruppe wieder stark zunahmen (Abb. 115). Die Düngungsansätze zeigten aufgrund des Konsums durch den Fischbesatz keine messbare Steigerung der Abundanzen an Schlammröhrenwürmern und anderen Bodennährtieren wie Insektenlarven (Abb. 116). Der Konsum durch den Fischbesatz macht die Nährtier-Daten letztlich schwer interpretierbar.

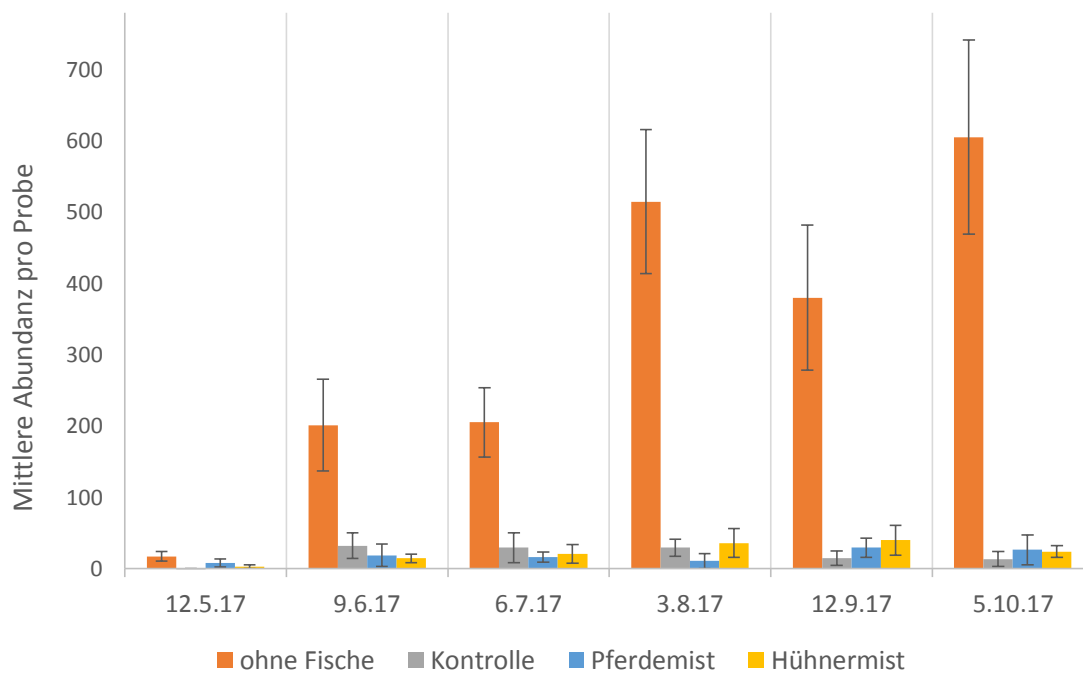


Abb. 116: Mittlere Abundanzen an Insektenlarven in den gesamten Benthosproben per Kick-Sample-Kescher im Düngeversuch mit RPE mit Karpfenbesatz im nährstoffarmen Teich.

### Fischertrag

Der Ertrag (Zuwachs) und weitere Produktionsdaten des Versuches zur Teichdüngung mit Fischbesatz sind in Tab. 23 dargestellt. Es wurden keine signifikanten Unterschiede ( $P > 0.05$ ) bezüglich dem FK und den Verlusten zwischen den Gruppen beobachtet. Allerdings war der Ertrag pro Hektar in Gruppen mit Düngung signifikant höher ( $P < 0.05$ ) als in der Gruppe ohne Düngung. Der Unterschied zwischen den Gruppen mit Düngung im Vergleich zu den nicht gedüngten Gruppen stieg im Durchschnitt auf über 200 kg/ha. Das Endgewicht der Karpfen war in der Gruppe, in der keine Düngung durchgeführt wurde, am niedrigsten.

Tab. 23: Mittelwerte teichwirtschaftlicher Produktionsparameter nach Düngung in Teichen mit nährstoffärmeren Teichböden.

Parameter	Kontrolle (n = 4)	Pferdemist (n = 5)	Hühnermist (n = 4)
<b>Stückgewicht bei Besatz (g)</b>	73 ± 12 (n = 40)	72 ± 13 (n = 50)	73 ± 14 (n = 50)
<b>Stückgewicht bei Abfischung (g)</b>	248 ± 43 <sup>a</sup> (n = 34)	267 ± 36 <sup>a</sup> (n = 48)	296 ± 38 <sup>b</sup> (n = 36)
<b>Ertrag (kg/ha)</b>	551 ± 117 <sup>a</sup>	741 ± 108 <sup>b</sup>	772 ± 56 <sup>b</sup>
<b>Verluste (%)</b>	15 ± 13	4 ± 5	10 ± 8
<b>FK</b>	2.9 ± 0.3 (n = 34)	2.8 ± 0.2 (n = 48)	2.9 ± 0.2 (n = 36)

n: Anzahl der Proben; FK: Fulton Konditionsfaktor. Verschiedene hochgestellte Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ( $P < 0.05$ ).

## Versuche zur Steigerung der Naturnahrung im Frühjahr durch Gründüngung und organische Fertilisation

### Gründüngung Versuch 1

Der erste Testlauf zur Steigerung des Rotatorienaufkommens im späten Frühjahr in Aufzuchtteichen konnte nur jeweils in zwei Teichen pro Gruppe durchgeführt werden. Die Fertilisation durch Herbstsaat von Getreide und Ausbringen von Mist vor dem Bespannen zeigte dabei nur im April Unterschiede im Aufkommen der Rotatorien (Abb. 117; v.a. Brachionidae, *Keratella*, Habrotrichidae Rillen-Rädertiere, Notommatidae, Testudinellidae; s. Abb. 118).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

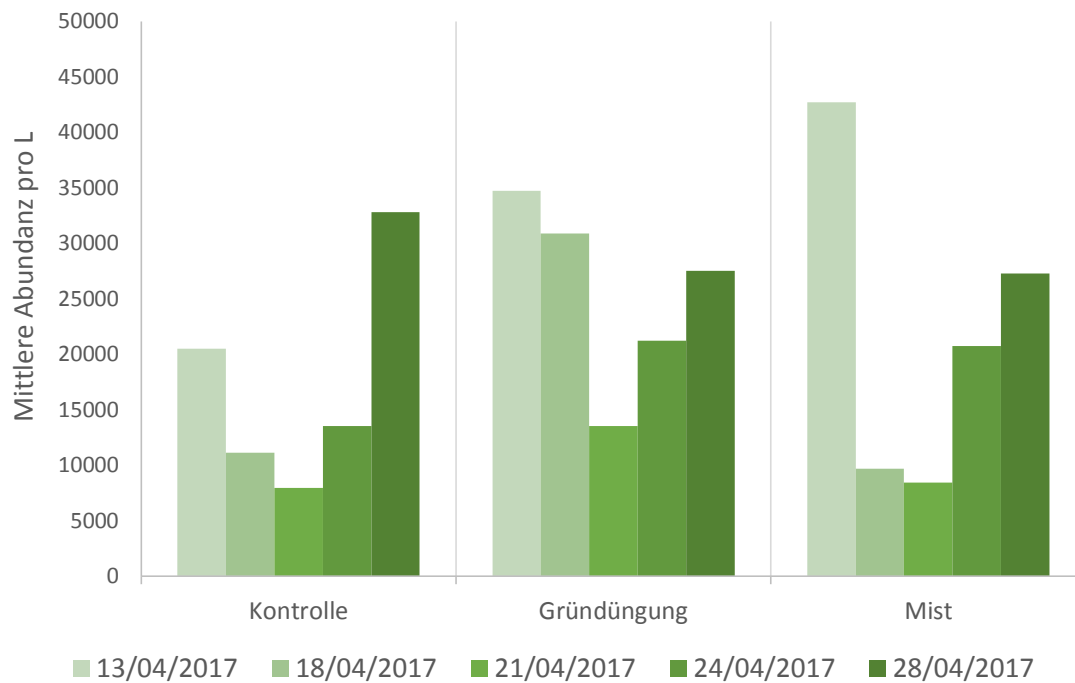


Abb. 117: Mittlere Abundanzen an Rotatorien pro L Teichwasser per Schöpfprobe in Versuchsteichen nach herbstlicher Ansaat von Triticale zur Gründüngung.

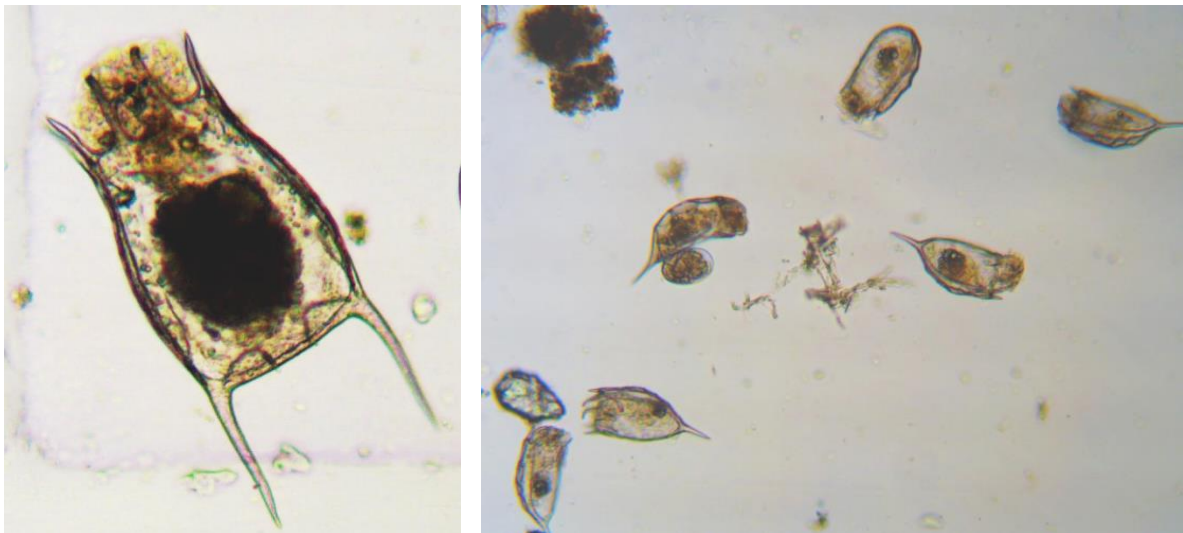


Abb. 118: Fixierte Rotatorien in eingeeigneten Proben aus dem Gründüngungsversuch 2016.

### Gründüngung Versuch 2 (RPE, 2018)

Im Versuch zur Steigerung des Rotatorienaufkommens in RPE wurde neben der herbstlichen Roggenansaat zur Gründüngung und Mist auch die traditionell angewandte Verwendung von Heu inkludiert. Es zeigte sich, dass sich innerhalb einer Woche während der langsamen Bespannung unabhängig von der Düngungsvariante mit etwa zehn Individuen/L nur wenige Rotatorien entwickelt hatten (Abb. 119 und 120). Am Ende des betrachteten Zeitraumes von zwei Wochen hingegen war mit etwa 300 Individuen/L eine starke Entwicklung der Rotatorien, vor allem in den mit Roggen und Rindermist gedüngten Einheiten, zu beobachten ( $P = 0.05$  vs. Kontrolle). Die Heudüngung schnitt in diesem Fall nicht besser ab als die Kontrolle ( $P = 0.004$  vs. Roggen/Mist). Interessanterweise nahm das Aufkommen an planktischen Kleinkrebsen (v.a. Copepoden und deren Nauplien) ab Versuchsbeginn in allen Gruppen stark ab. Die Gruppe mit Applikation von Heu war dabei an allen

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPfENTEICHWIRTSCHAFT

Probeterminen signifikant niedriger bez. der Abundanzwerte verglichen mit allen anderen Gruppen ( $P < 0,05$ ). Bei einem Besatz mit Jungbrut sollte daher die Bespannung und Düngung etwa zwei Wochen zuvor erfolgen. Eine herbstliche Gründüngung mit Roggen brachte in diesem Fall keine Vorteile im Vergleich zur Düngung mit Rindermist. Aufgrund hochwasserbedingter Beeinträchtigung des Roggens im Winter wurde der Versuch noch einmal wiederholt.

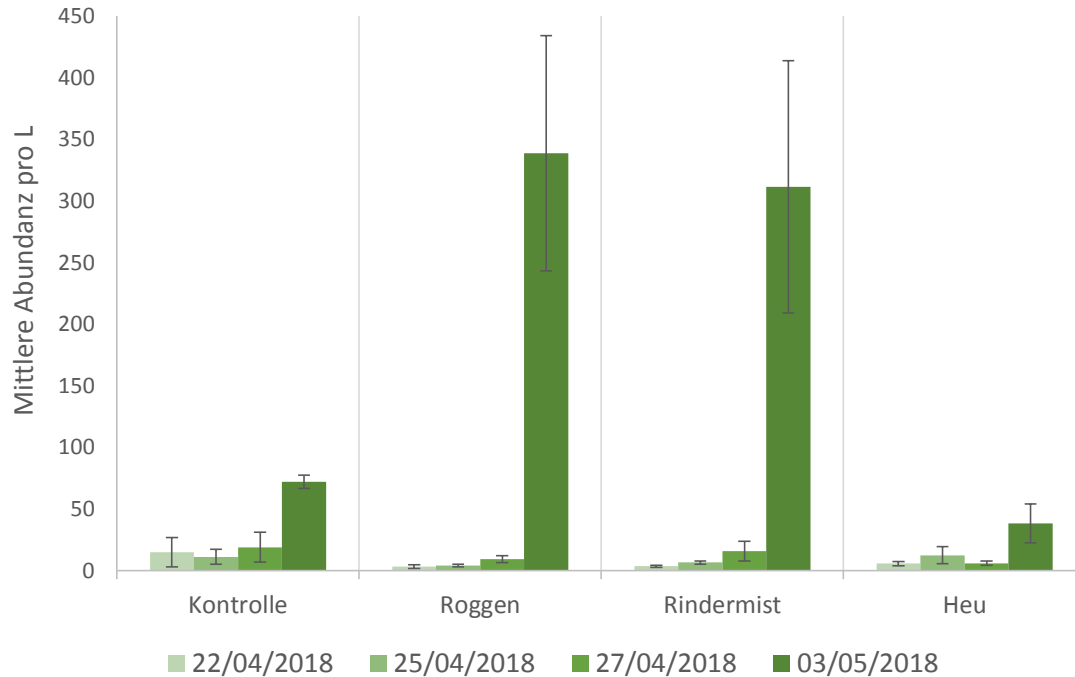


Abb. 119: Mittlere Abundanzen an Rotatorien pro L per Schöpfprobe in Versuchsteichen nach herbstlicher Ansaat von Roggen zur Gründüngung in RPE.

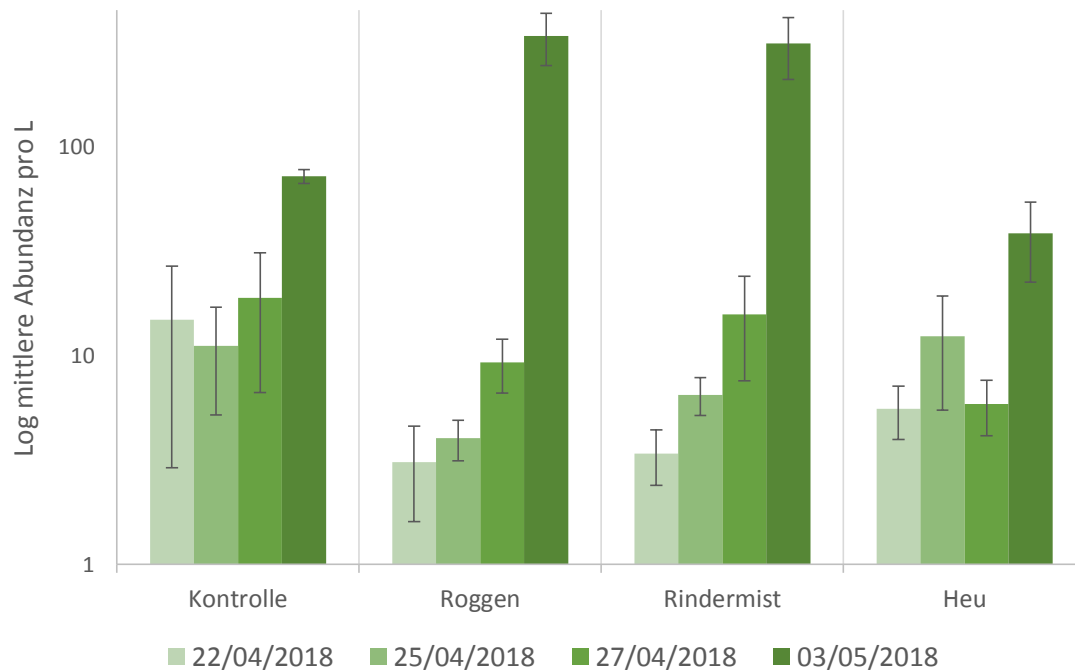


Abb. 120: Mittlere Abundanzen an Rotatorien pro L per Schöpfprobe in Versuchsteichen nach herbstlicher Ansaat von Roggen zur Gründüngung in RPE.

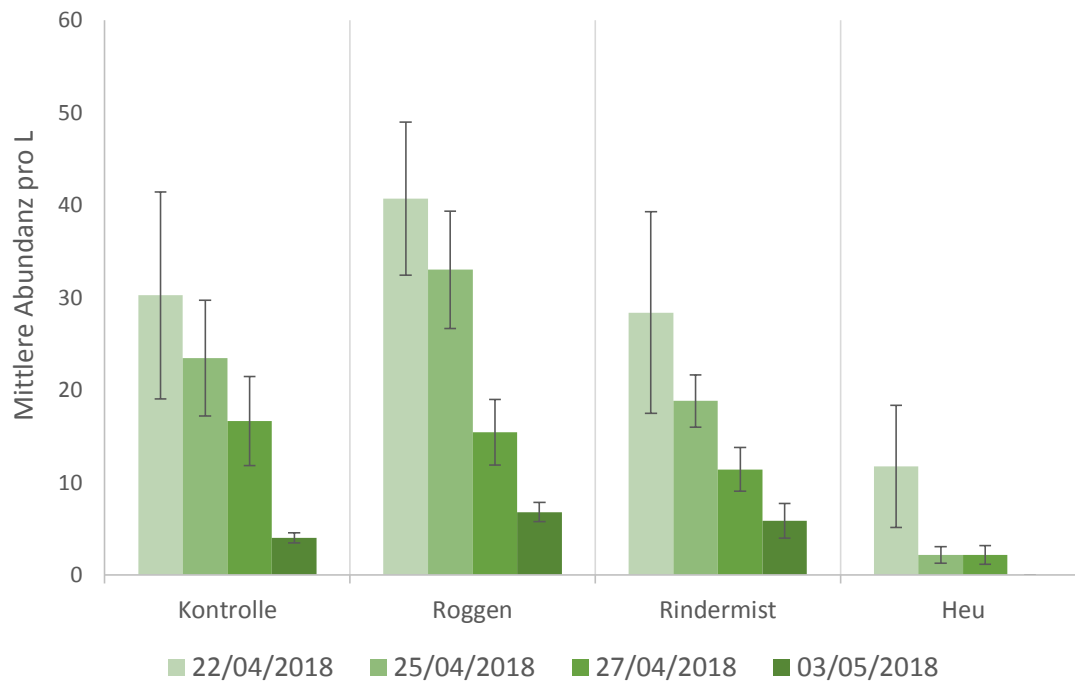


Abb. 121: Mittlere Abundanzen an planktischen Kleinkrebsen pro L per Schöpfprobe in Versuchsteichen nach herbstlicher Ansaat von Roggen zur Gründüngung in RPE.

#### Gründüngung Versuch 3 (KRPE, 2019)

Die Wiederholung in kleineren KRPE wurde zusätzlich zur Gründüngung durch Herbstsaat von Roggen in Gruppen mit Gaben von Vinasse/Melasse und Hühnermist durchgeführt. Im Versuch 2019 mit Wintergetreide-Gründüngung und Fertilisation mit anderen alternativen Naturstoffen war nur an zwei Beprobungsterminen erhöhtes Aufkommen an Algen in den Proben nachweisbar. Dieses bestand zum Großteil aus *Eudorina* sp. (Chlorophyceae) und verschiedenen Bacillariophyceae (Kieselalgen oder Diatomeen, Abb. 122). Diese waren bei der ersten Beprobung am 29.4. teils in größerer Zahl in einzelnen Einheiten aller Gruppen präsent. Ein Zusammenhang von erhöhtem Rotatorienaufkommen in Einheiten mit anfangs vielen Kieselalgen konnte nicht festgestellt werden.

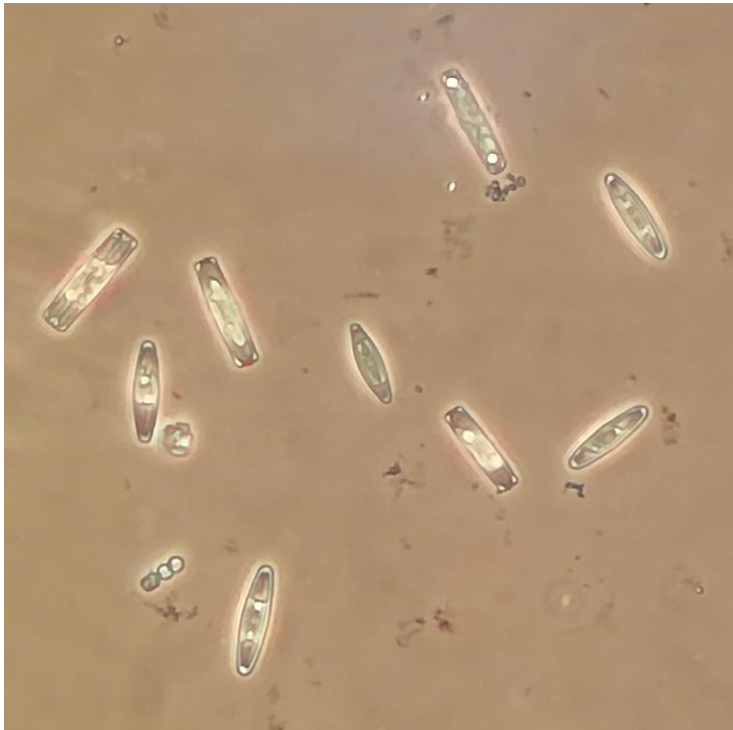


Abb. 122: Verschiedene Kieselalgen als Hauptvertreter des Phytoplanktons in KRPE im Gründungsversuch.

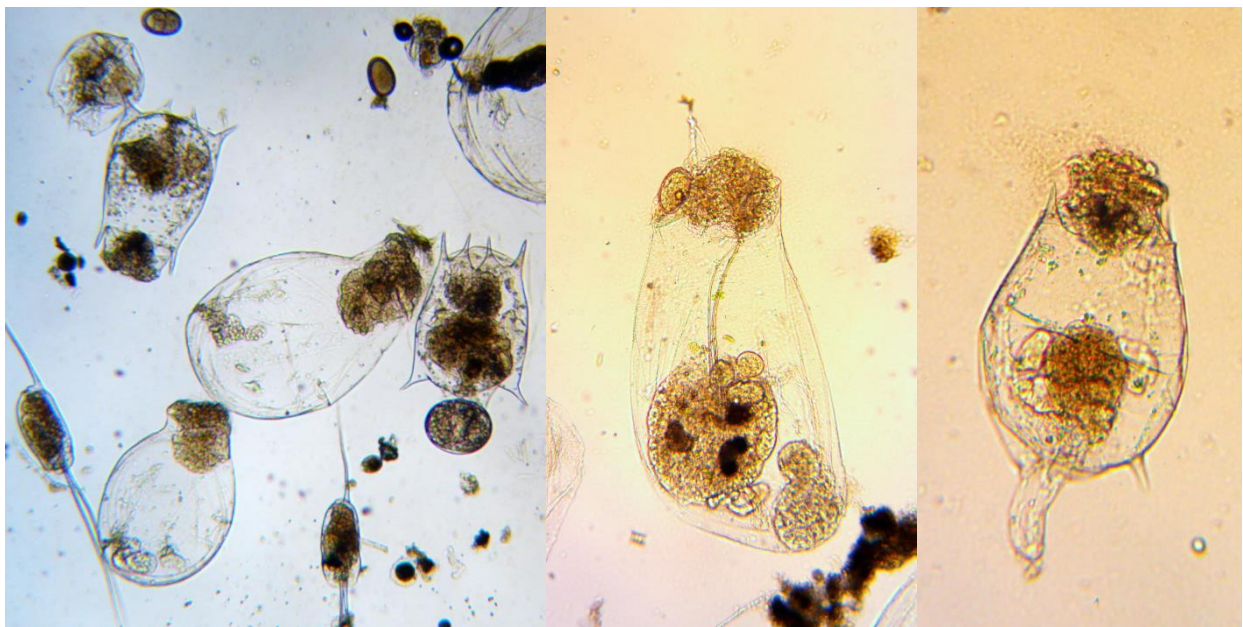


Abb. 123: Diverse Rotatorien aus dem Düngungsversuch in KRPE 2019.

In den Proben fanden sich eine Vielzahl von Rotatorienarten aller Größenklassen (Abb. 123). Verglichen mit dem Aufkommen in den RPE 2018 waren in den KRPE insgesamt deutlich höhere Rotatorien-Abundanzen feststellbar. Das Rotatorienaufkommen war wie im Vorjahr anfänglich gering um nach etwa einer Woche stark anzusteigen (Abb. 124). Die Verzögerung war zumindest teilweise auf die kalte Witterung in diesem Zeitraum zurückzuführen (Abb. 125 und 126). Die Versuchsgruppen Gründung mit Roggen zeigte am 13.5. einen signifikant höheren Gehalt an Rotatorien als die Kontrollgruppe (Abb. 124; 13.5.:  $P = 0.026$ ). Die Gruppe Hühnermist/Vinasse enthielt am 13.5. und 16.5. signifikant mehr Rotatorien als die Kontrolle (13.5.:  $P = 0.58$ ; 16.5.  $P = 0.001$ ).



## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

Demnach konnten wir die Ergebnisse des Vorjahres bestätigen, dass sowohl Herbstsaat von Wintergetreide als auch die Zufuhr von phosphatreichem Mist als Düngungsmittel die Rotatorienentwicklung deutlich zu steigern vermag. Letzterer erzielte die höchsten Zahlen an Individuen am 16.5. Komposterde hatte keinen Effekt auf das Aufkommen an Rädertierchen. Die Zugabe von Melasseschnitzeln und der flüssigen Vinasse in Kombination war leider zu hoch bemessen, da in den KRPE die Wasserqualität stark abnahm (siehe O<sub>2</sub>-Gehalt Abb. Xx). Daher wies dieser Ansatz nur sehr geringe Entwicklung von Rädertierchen auf, lag bez. der Abundanz am letzten Beprobungstermin jedoch gleichauf mit den anderen Versuchsgruppen. Interessant war der starke Abfall der Rotatoriendichte in allen Gruppen ab dem 16.5.

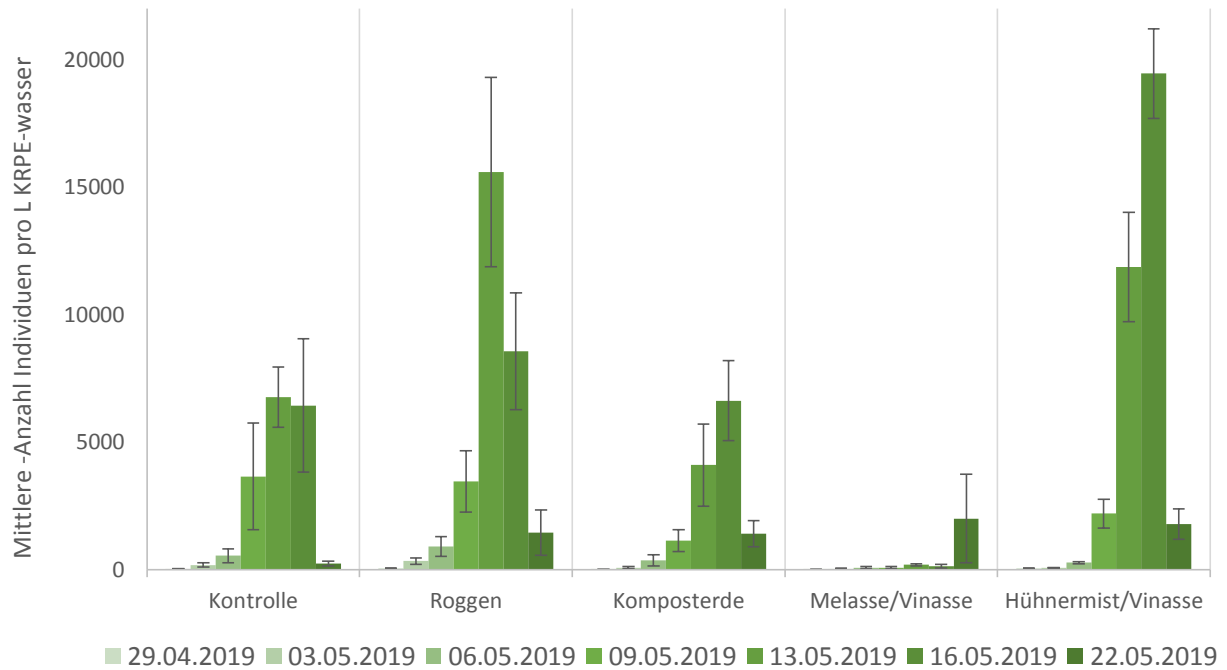


Abb. 124: Mittlere Abundanzen an Rotatorien pro L Schöpfprobe nach herbstlicher Ansaat von Roggen zur Gründung und Applikation weiterer organischer Düngemittel in KRPE.

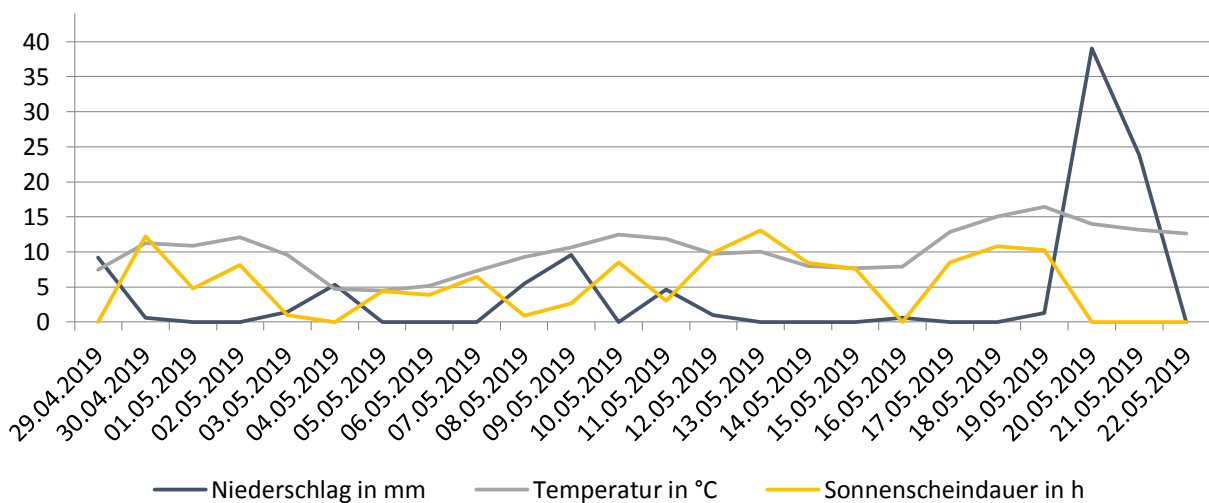


Abb. 125: Lokale Wetterdaten während des Versuchsverlaufs (Quelle: [www.AM.rlp.de](http://www.AM.rlp.de)).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

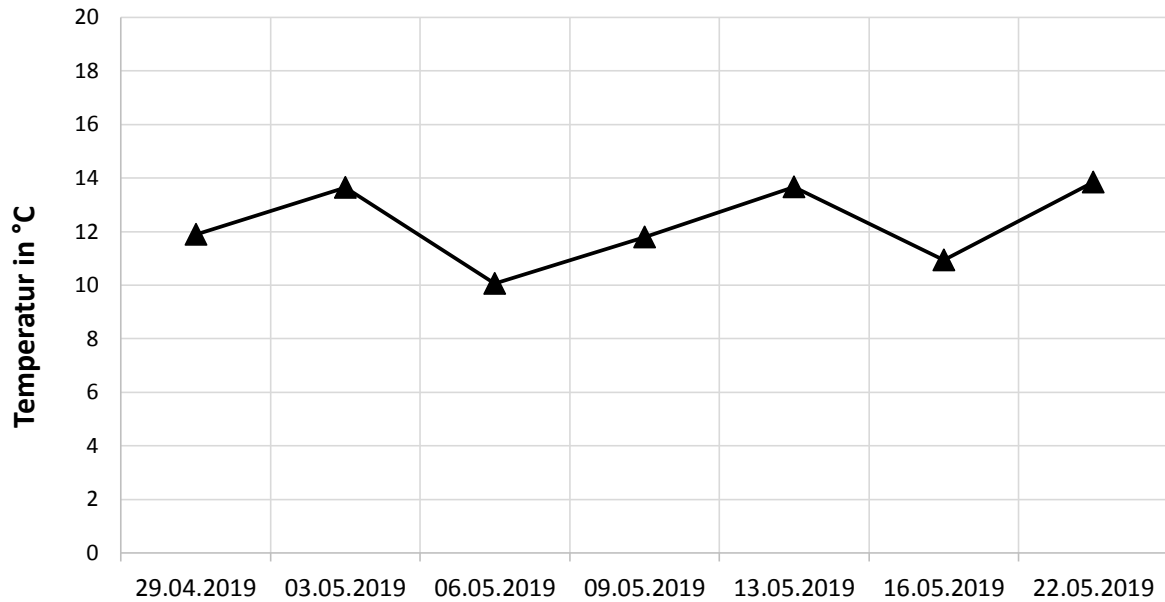


Abb. 126: Wassertemperatur in den KRPEs aus Messungen zu den jeweiligen Probenahmeterminen.

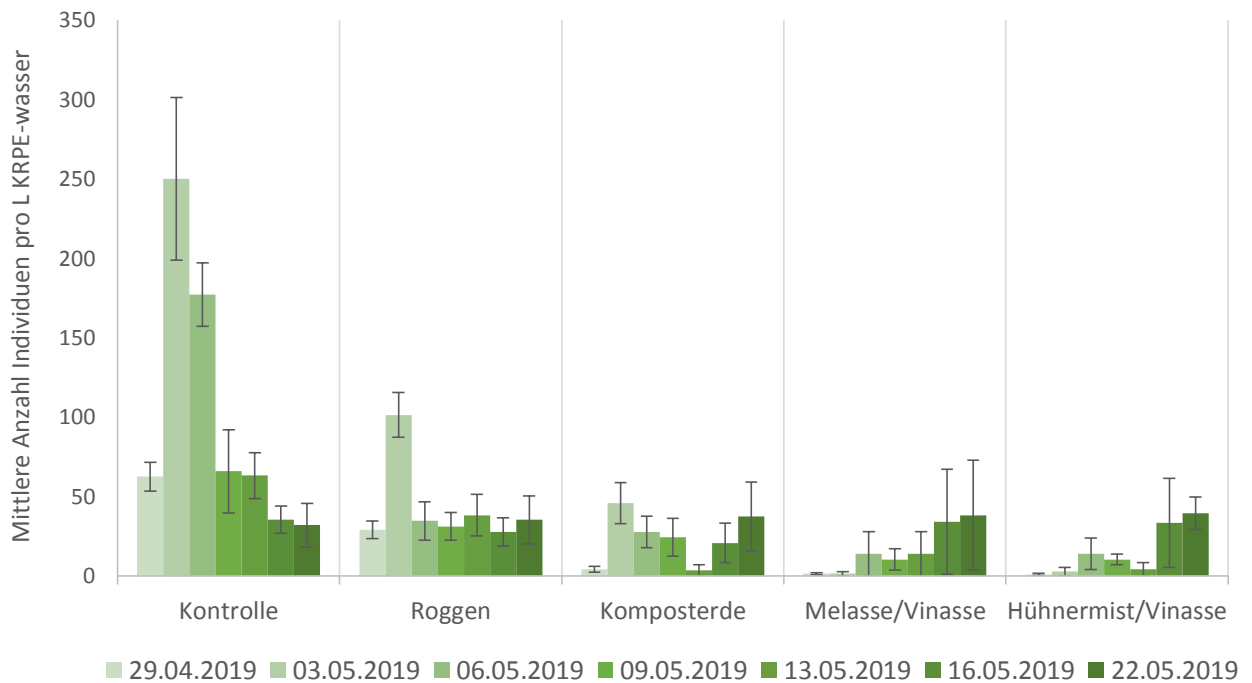


Abb. 127: Mittlere Abundanzen an planktischen Kleinkrebsen pro L Schöpfprobe nach herbstlicher Ansaat von Roggen zur Gründüngung und Applikation weiterer organischer Düngemittel in KRPE.

Wie im vorausgegangenen Versuch waren in der Kontrollgruppe kurz nach Versuchsbeginn, Anfang Mai, die meisten Crustaceen in den Proben vorzufinden (Abb. 127). In den behandelten Gruppen dagegen stagnierte deren Abundanz von Beginn des Versuchs an auf geringem Niveau. Somit ist die Grün- und Frühjahrsdüngung für die Entwicklung planktischen Kleinkrebse im Frühjahr augenscheinlich eher abträglich.

## Versuche in Abwachsteichen

Strohdüngung 2016

### Zooplankton

Nach Versuchsbeginn zeigte sich bereits im Juni eine deutlich höhere Abundanz an Cladoceren in den strohgedüngten Teichen (Abb. 128). Die Zahlen fielen daraufhin in den besetzten Teichen nahezu gleichsam ab. Das Aufkommen an Copepoden nahm dagegen bis August zu, wobei keine Unterschiede zwischen Teichen mit und ohne Strohgabe ersichtlich waren. Die Zahl an Nauplien war im August in den unbehandelten Teichen sogar höher (Abb. 129). Insbesondere die Zahl an Rotatorien war dabei in den behandelten Teichen weitaus geringer. Die anfänglich höhere Biomasse in den behandelten Teichen war im August dagegen signifikant niedriger ( $P = 0.036$ ) als in den gedüngten Teichen (Abb. 129).

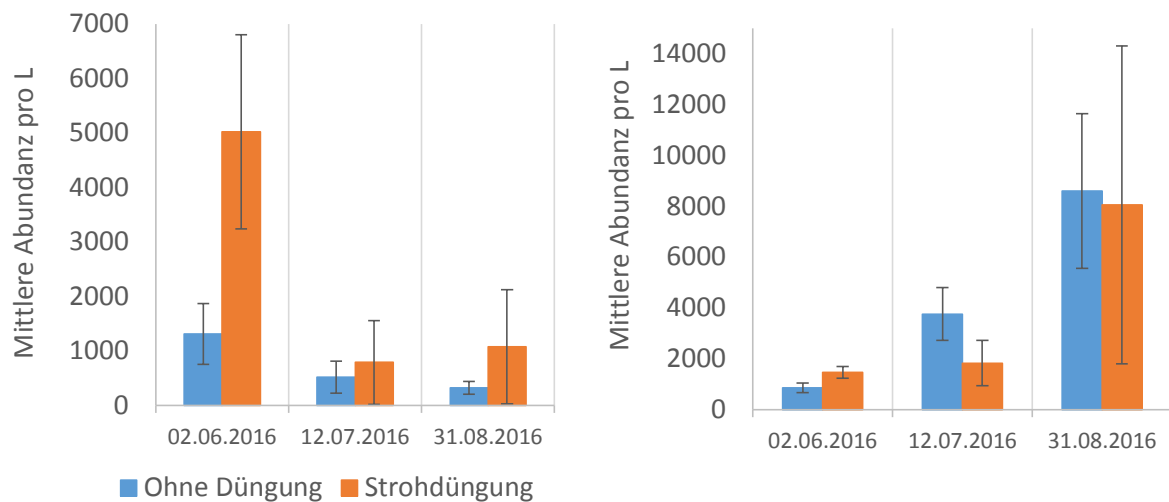


Abb. 128: Mittlere Abundanzen an Cladoceren (links) und Copepoden (rechts) pro L Schöpfprobe in je 3 mit Stroh gedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEICHEWIRTSCHAFT

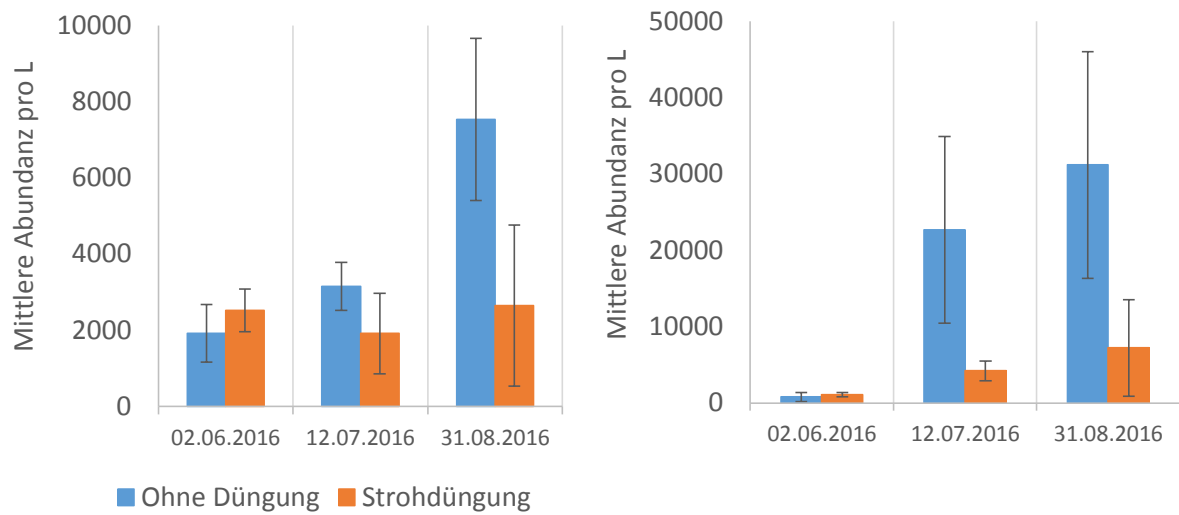


Abb. 129: Mittlere Abundanzen an Nauplii (links) und Rotatorien (rechts) pro pro L Schöpfprobe in je 3 mit Stroh gedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen.

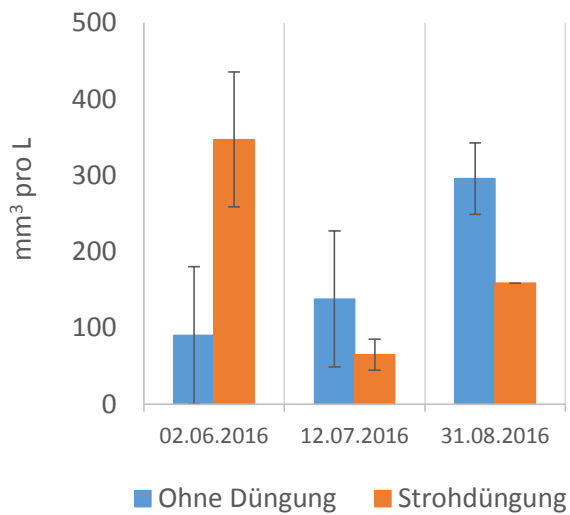


Abb. 130: Mittlere Biomasse (volumetrisch) an Zooplankton pro ml Zugnetzprobe (50 ml) in je 3 mit Stroh gedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen.

*Benthos*

Die Abundanz an Chironomidenlarven nahm zwischen Juni und August stark ab (Abb. 131). Unterschiede zwischen den gedüngten und ungedüngten Teichen wurden nicht gefunden. Im Juni waren tendenziell mehr Oligochaeten in den Proben aus den strohgedüngten Teichen vorhanden (Abb. 132), doch auch deren Aufkommen nahm bis zum Sommer stark ab. Es bestand zumindest im Juni ein Trend von mehr Chironomidenlarven und weniger Oligochaeten in der mit Stroh behandelten Teichgruppe. Hinsichtlich der Insektenlarven wurden ebenfalls keine deutlichen Unterschiede gefunden (Abb. 133). Die Biomasse war in beiden Gruppen nahezu gleich, mit Ausnahme eines im Mittel erhöhten Naßgewichts der Benthostiere zum ersten Probetermin in der gedüngten Gruppe (Abb. 134). Stroheintrag mit Gärresten brachte somit, abgesehen von den Chironomiden, v.a. zu Beginn ein Plus an planktischen und benthischen Nährtieren. Der Effekt war im Verlauf des Sommers indes eher entgegengesetzt. Das Cladoceren und Oligochaeten-Aufkommen und deren gemessene Biomasse war zumindest im Juni deutlich begünstigt.

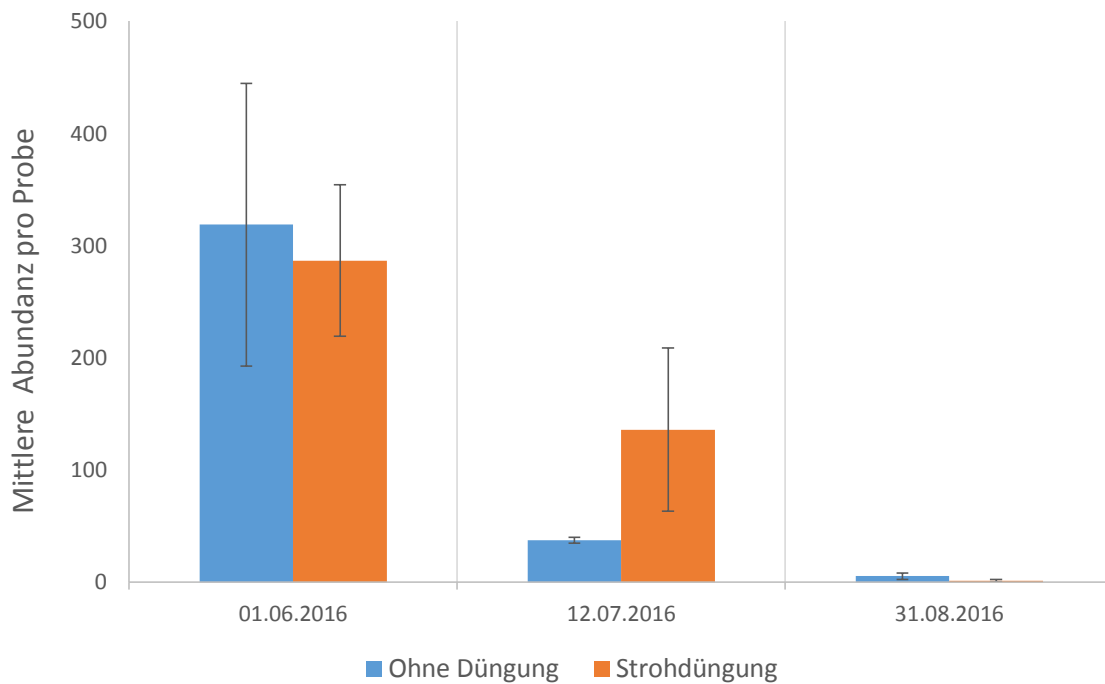


Abb. 131: Mittlere Abundanzen an Chironomiden in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz in je 3 strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

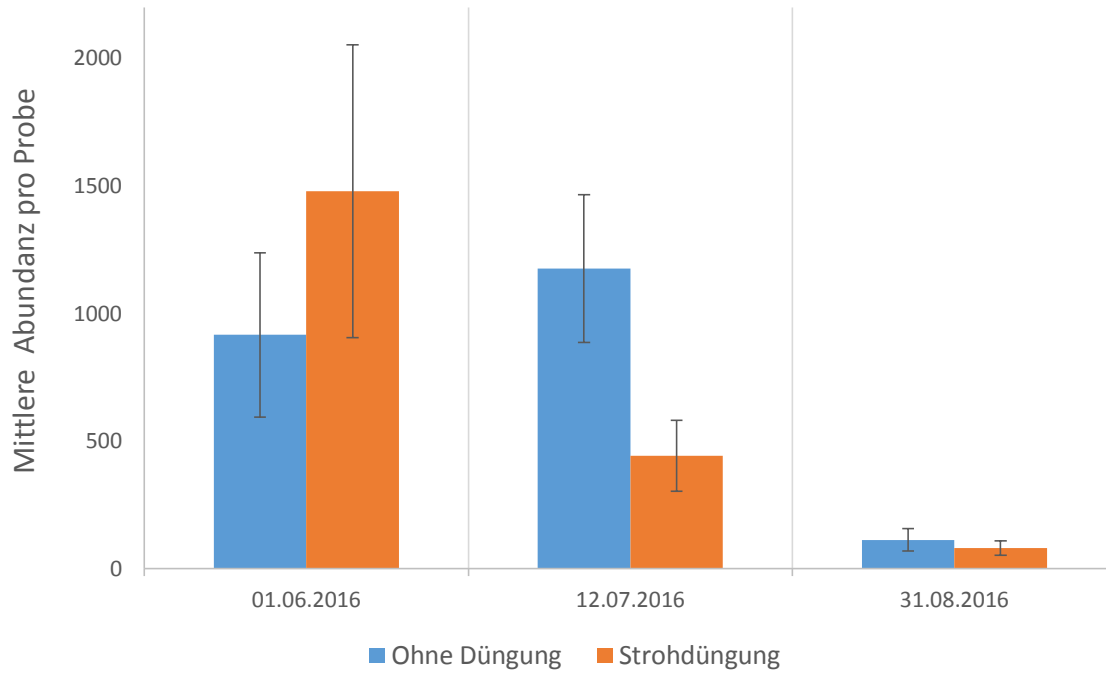


Abb. 132: Mittlere Abundanz an Oligochaeten in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz in je 3 strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen.

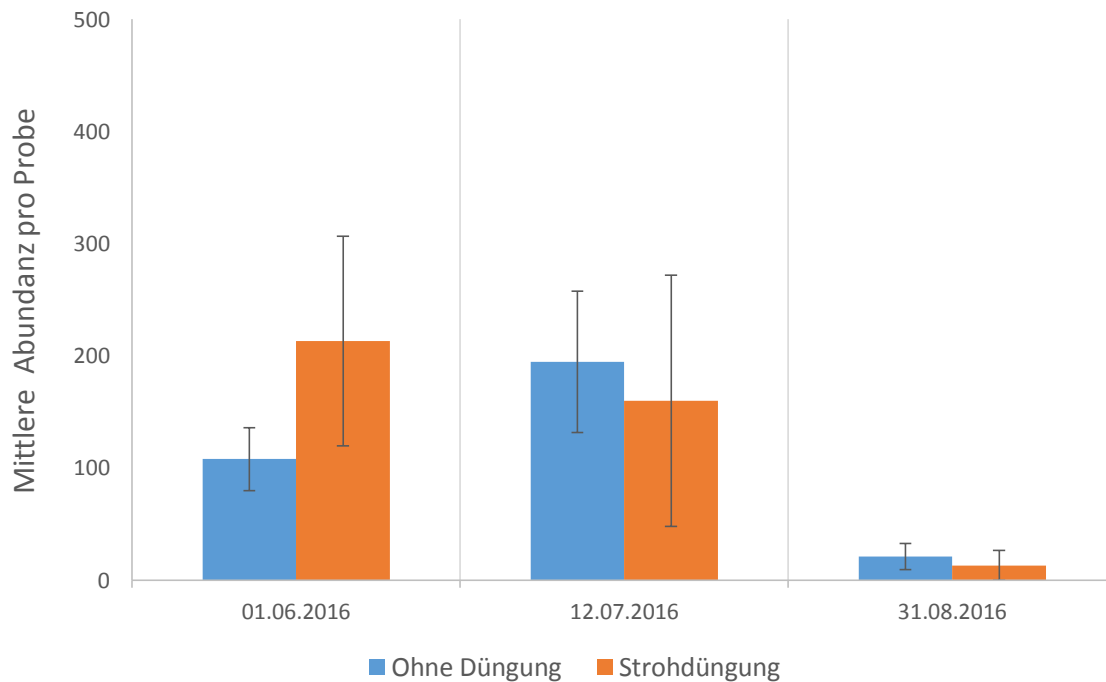


Abb. 133: Mittlere Abundanz an Insektenlarven in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz in je 3 strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpfenteichen.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

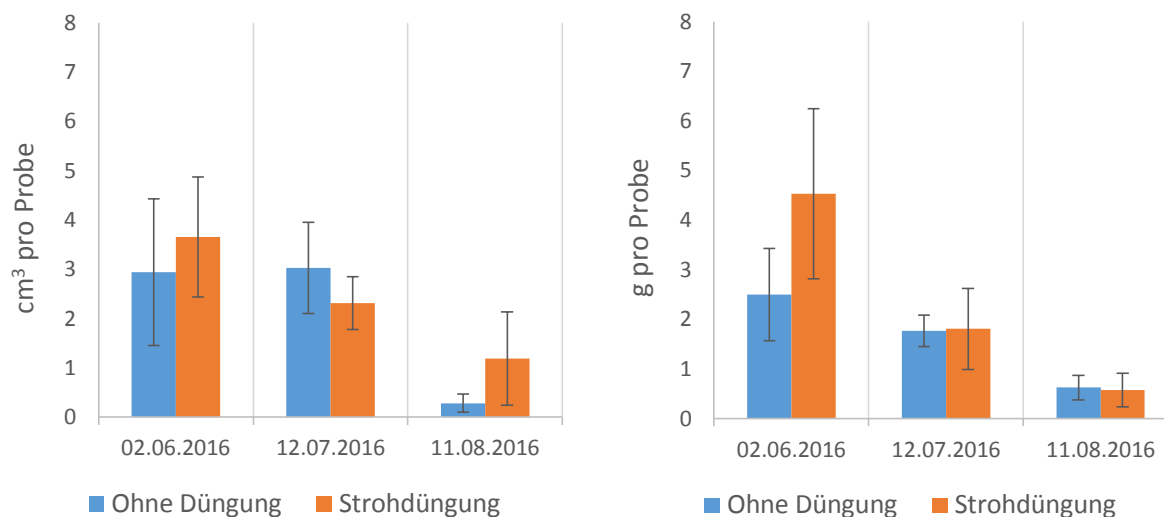


Abb. 134: Mittlere Biomasse (volumetrisch links, Nassgewicht rechts) in den gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz in je 3 strohgedüngten und ungedüngten besetzten Karpenteichen.

### Fischertrag

Die wichtigsten Management- und Produktionsdaten sind in Tab. 24 dargestellt. In diesem Jahr wurden während des Experiments fast keine Mortalitäten beobachtet. Das Endgewicht der Karpfen war in der Kontrollgruppe tendenziell jedoch nicht signifikant höher (1.5 kg, n = 149) als in der Gruppe, in der gedüngt wurde (1.4 kg, n = 150) ( $P > 0.05$ ). Andere Mittelwerte der wichtigsten Produktions- und Managementdaten waren durchaus vergleichbar und nicht signifikant ( $P > 0.05$ ) verschieden zwischen den Gruppen. Die Karpfen aus der Kontrollgruppe (Teiche ohne Düngung) hatten einen signifikant höheren Mittelwert des Fettgehalts ( $3.0 \pm 0.5\%$ , n = 149) im Vergleich zu Karpfen aus Teichen, in denen gedüngt wurde ( $2.7 \pm 0.5\%$ , n = 150). Andererseits betrug der Unterschied nur 0.3% und ist vernachlässigbar.

Tab. 24: Produktionsdaten und Fischertrag (kg/ha) mit zweisömmerigen Karpfen besetzten Teichen mit und ohne Düngung in 2016 (Mittelwert  $\pm$  SD, n = 3).

Parameter	Ohne Düngung	Mit Düngung
<b>Besatzdichte (Stück pro ha)</b>	500	500
<b>Gesamtgewicht bei Besatz (kg/ha)</b>	218 $\pm$ 10	229 $\pm$ 12
<b>Gesamtgewicht bei Versuchsende (kg/ha)</b>	729 $\pm$ 46	711 $\pm$ 192
<b>Ertrag (kg/ha)</b>	511 $\pm$ 39	482 $\pm$ 195
<b>Stückgewicht bei Versuchsende (kg)</b>	1.5 $\pm$ 0.2 (n = 149)	1.4 $\pm$ 0.4 (n = 150)
<b>Fettgehalt (%)</b>	3.0 $\pm$ 0.5 (n = 149)	2.7 $\pm$ 0.5* (n = 150)
<b>FK</b>	3.8 $\pm$ 0.6 (n = 149)	3.7 $\pm$ 0.5 (n = 150)
<b>Überlebensrate (%)</b>	98.7 $\pm$ 1.9	100

n: Anzahl der Proben; FK: Fulton Konditionsfaktor. \* :signifikante Unterschiede ( $P < 0.05$ ).

Strohdüngung 2017

Fischertrag

Die Strohdüngung hatte in den Teichen leicht positive Auswirkungen. Der natürliche Ertrag stieg durch die Strohdüngung von  $301 \pm 47$  kg/ha auf  $469 \pm 130$  kg/ha. Außerdem hatten die Fische ein deutlich ( $P < 0.05$ ) höheres Einzelgewicht, einen höheren Fulton's-Konditionierungsfaktor und einen höheren Fettgehalt im Filet in den gedüngten Teichen (3.5%) im Vergleich zu nicht gedüngten Teichen (2.3%) (Tab. 25).

Tab. 25: Produktionsdaten und Fischertrag (kg/ha) mit zweisömmerigen Karpfen besetzten Teichen mit und ohne Düngung in 2017 (Mittelwert  $\pm$  SD, n = 3).

Parameter	Ohne Düngung	Mit Düngung
<b>Besatzdichte (Stück pro ha)</b>	500	470 $\pm$ 50
<b>Gesamtgewicht bei Besatz(kg/ha)</b>	118 $\pm$ 7	107 $\pm$ 15
<b>Gesamtgewicht bei Versuchsende(kg/ha)</b>	419 $\pm$ 54	576 $\pm$ 127
<b>Ertrag pro (kg)</b>	301 $\pm$ 47	469 $\pm$ 130
<b>Stückgewicht bei Versuchsende (kg)</b>	0.9 $\pm$ 0.2 (n = 141)	1.3 $\pm$ 0.3* (n = 137)
<b>Fettgehalt (%)</b>	2.3 $\pm$ 0.5 (n = 141)	3.5 $\pm$ 1.1* (n = 137)
<b>FK</b>	3.4 $\pm$ 0.3 (n = 141)	3.6 $\pm$ 0.5* (n = 137)
<b>Überlebensrate (%)</b>	92.0 $\pm$ 12.2	97.2 $\pm$ 3.0

n: Anzahl der Proben; FK: Fulton Konditionsfaktor. \* :signifikante Unterschiede ( $P < 0.05$ ).

Strohdüngung 2018

Fischertrag

Das Jahr 2018 war ein Jahr mit extrem wenig Niederschlag und sehr hohen Temperaturen. Aus diesem Grund hatten vier der Versuchsteiche bereits Ende Juli 2018 kritische Wassermengen (Abb. 135) und mussten Anfang August abgefischt werden. Die zwei verbleibenden Teiche wurden am 10. Oktober 2018 abgelassen. Daher konnte keine statistische Auswertung der Ergebnisse vorgenommen werden. Die Mittelwerte der Produktionsdaten sind in Tab. 26 dargestellt. Während des Experiments wurden in beiden Gruppen beinahe keine Verluste beobachtet. In gedüngten Teichen wurden leicht höhere Mittelwerte für den Ertrag (kg pro Hektar) und das Endgewicht der Karpfen beobachtet. Auch der Mittelwert für den Fettgehalt war in den gedüngten Teichen etwas höher.



## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

Tab. 26: Produktionsdaten und Fischertrag (kg/ha) mit zweisömmerigen Karpfen besetzten Teichen mit und ohne Düngung in 2018 (Mittelwert  $\pm$  SD, n = 3).

Parameter	Ohne Düngung	Mit Düngung
<b>Besatzdichte (Stück pro ha)</b>	500	500
<b>Gesamtgewicht bei Besatz(kg/ha)</b>	145 $\pm$ 1	145 $\pm$ 5
<b>Gesamtgewicht bei Versuchsende(kg/ha)</b>	473 $\pm$ 27	527 $\pm$ 114
<b>Ertrag pro ha (kg)</b>	328 $\pm$ 257	382 $\pm$ 116
<b>Stückgewicht bei Versuchsende (kg)</b>	1.1 $\pm$ 0.2 (n = 134)	1.2 $\pm$ 0.3 (n = 137)
<b>Fettgehalt (%)</b>	3.6 $\pm$ 0.6 (n = 134)	3.9 $\pm$ 0.7 (n = 137)
<b>FK</b>	3.3 $\pm$ 0.3 (n = 134)	3.3 $\pm$ 0.4 (n = 137)
<b>Überlebensrate (%)</b>	89.3 $\pm$ 10.1	91.3 $\pm$ 2.3

n, Anzahl der Proben; FK, Konditionsfaktor (Fulton Koeffizient).



Abb 135: Aufgrund extremer Trockenheit im Jahr 2018 mussten vier der Versuchsteiche im August „notabgefischt“ werden.

### Belüftung

#### Zooplankton

Die mechanische Belüftung von je 3 Versuchsteichen über Paddelbelüfter hatte keine Steigerung des Aufkommens an Cladoceren und Copepoden und deren Nauplienlarven zur Folge, verringerte deren Biomasse sogar deutlich (Abb. 136, 137 und 138). Bei Probennahmen im August waren auch die Rotatorien vom negativen Effekt der Belüftung betroffen (Abb. 137). Lediglich der statistische Vergleich zwischen den beiden Versuchsgruppen am 31.8., bezogen auf die Abundanzen der Nauplien und Rotatorien, waren knapp an der Signifikanzgrenze ( $P = 0.067$  bzw.  $0.08$ ). Die volumetrische Biomasse zeigte ebenfalls den negativen Effekt der mechanischen Belüftung auf das Zooplanktonaufkommen (Abb. 138).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

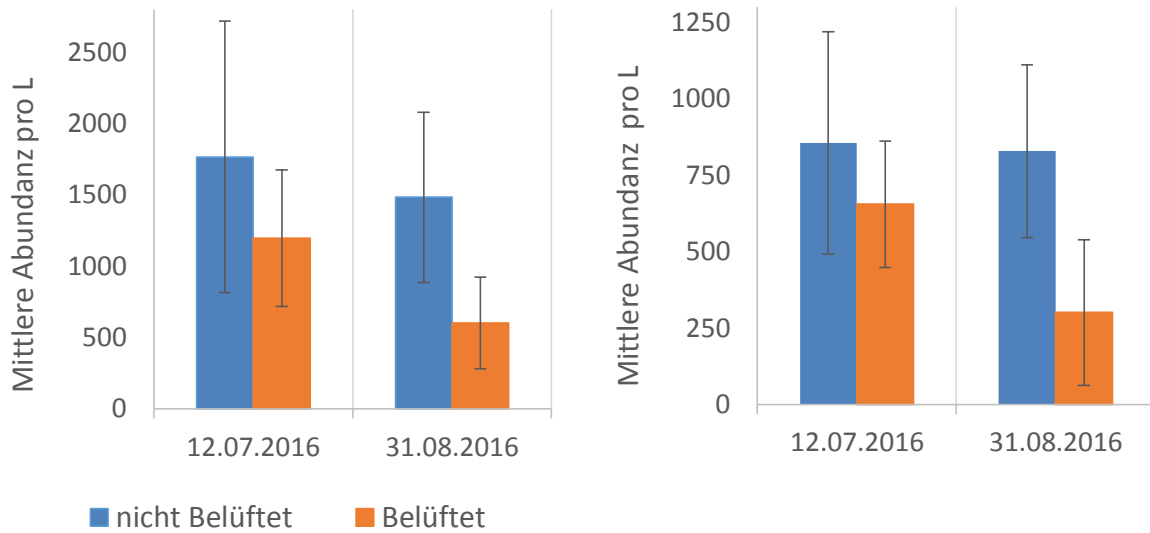


Abb.136: Mittlere Abundanzen an Cladoceren (links) und Copepoden (rechts) pro L Schöpfprobe in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpfenteichen.

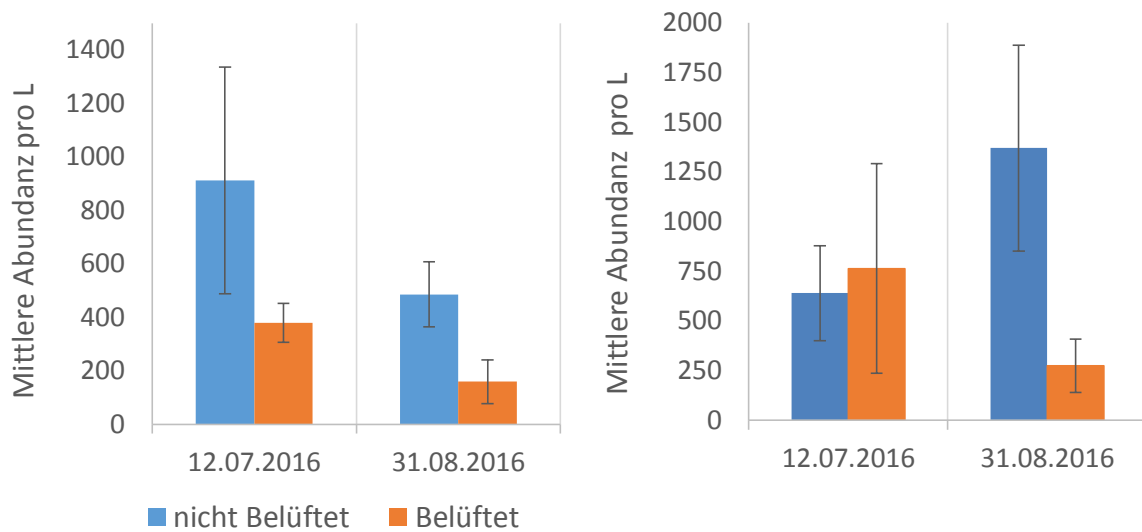


Abb. 137: Mittlere Abundanzen an Nauplien (links) und Rotatorien (rechts) pro L Schöpfprobe in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpfenteichen.

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPFEICHEWIRTSCHAFT

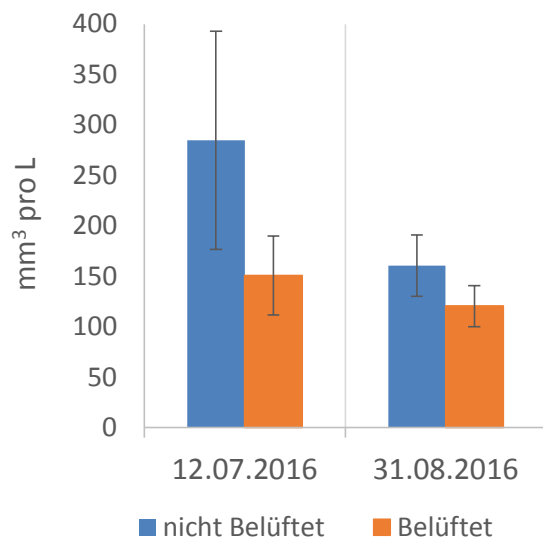


Abb. 138: Mittlere Zooplankton-Biomasse (volumetrisch) pro L Schöpfprobe in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpfenteichen.

### Benthos

Die Larven der Chironomiden (v.a. *Plumosus*, *Riparius*) sowie die Oligochaeten im Benthos profitierten dagegen tendenziell von der Belüftung mit v.a. im August deutlich erhöhten Abundanzwerten (Abb. 139, und 140, nicht signifikant).

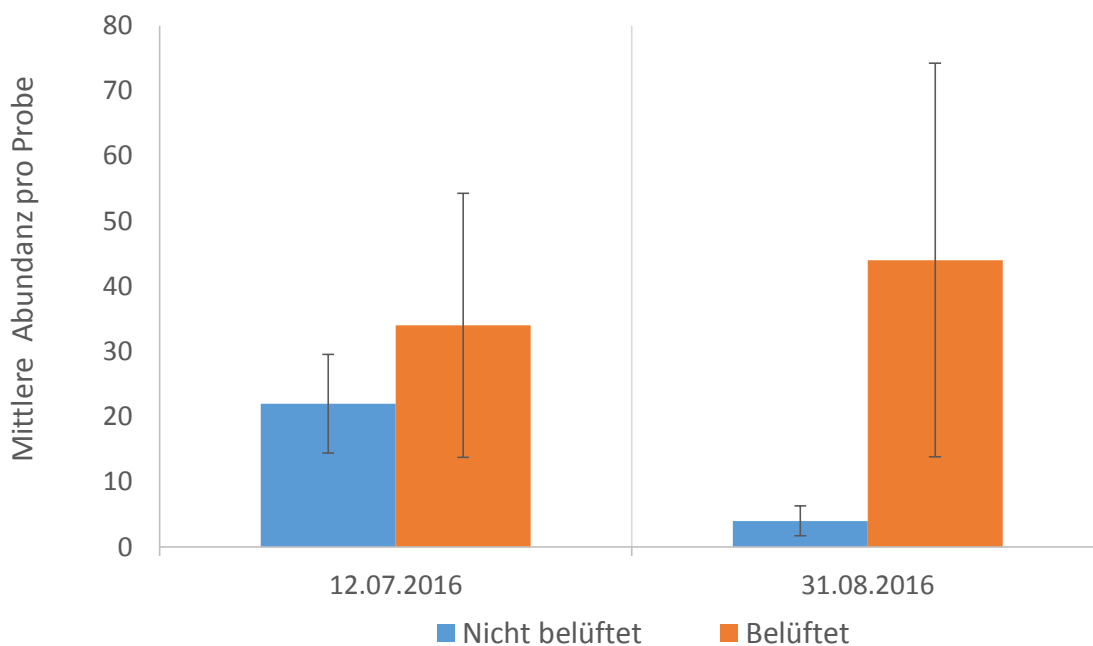


Abb. 139: Mittlere Abundanzen an Chironomiden in gesamten Benthosproben per Kick-Sample-Kescher in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpfenteichen.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

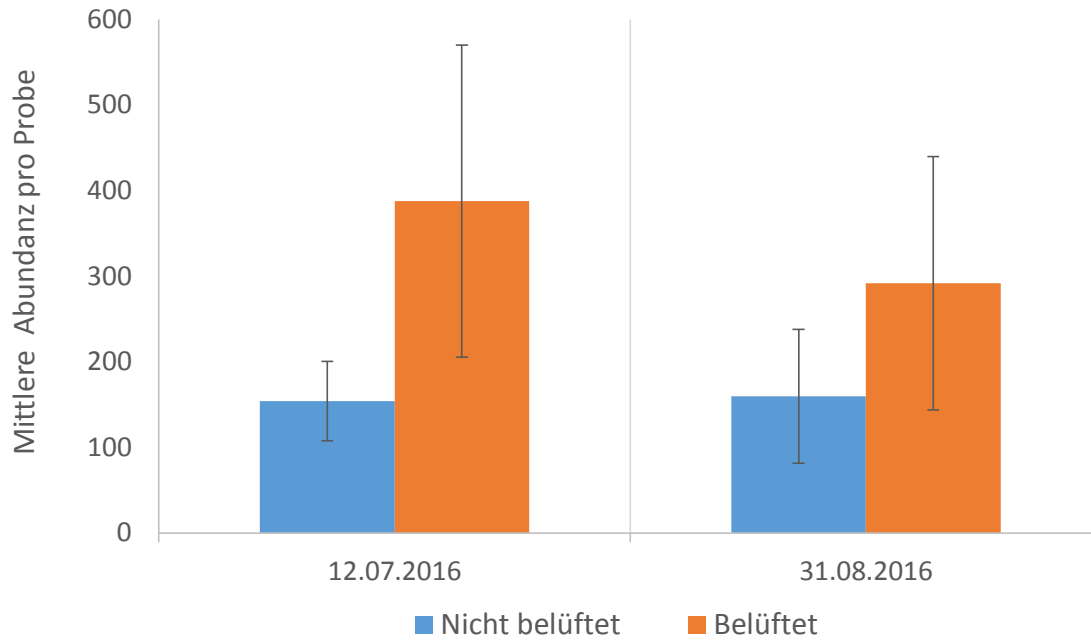


Abb. 140: Mittlere Abundanzen an Oligochaeten in gesamten Benthosproben per Kick-Sample-Kescher in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpenteichen.

In der ermittelten Biomasse pro Gesamtprobe schlug sich das erhöhte Aufkommen in den belüfteten Teichen jedoch nicht nieder (Abb. 141). Diese war bisweilen im Sommer sogar geringer als in den unbelüfteten Teichen.

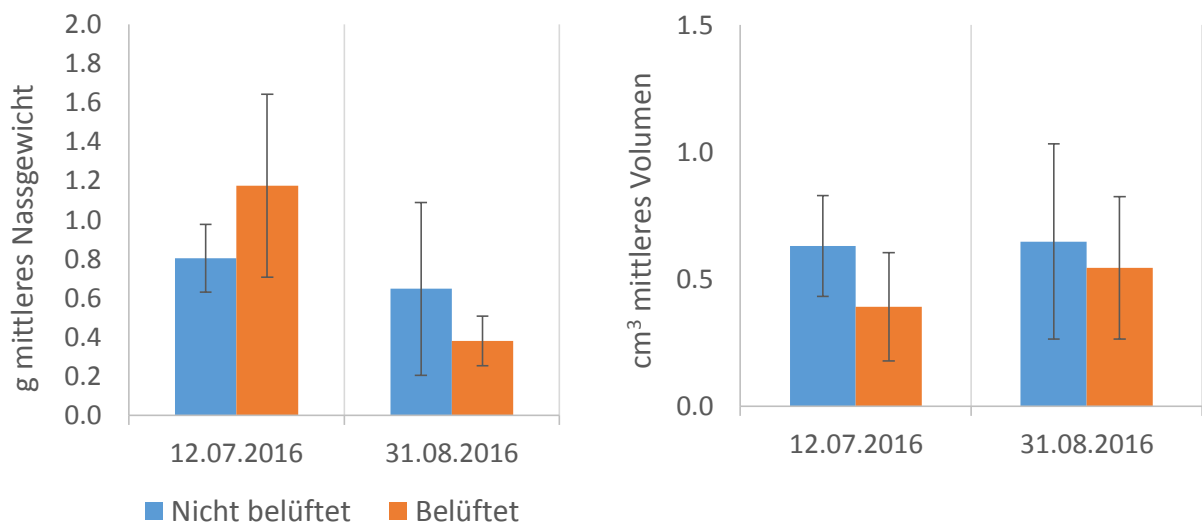


Abb. 141: Mittlere Biomasse (Nassgewicht links, volumetrisch rechts) in gesamten Benthosproben per Kick-Sample-Kescher in je 3 belüfteten und unbelüfteten besetzten Karpenteichen.

### Fischertrag

Der Ertrag und verschiedene Produktionsdaten sind in Tab. 27 dargestellt. Der Ertrag mit durchschnittlich 927 kg/ha war tendenziell in den belüfteten Teichen niedriger als in den nicht belüfteten (1019 kg/ha), unterschied sich jedoch nicht signifikant. Auch wurden keine signifikanten Unterschiede in der Gewichtszunahme oder dem Futter Quotient beobachtet. Das endgültige Einzelgewicht (marktfähige Größe) der Fische war gleich mit 1.4 kg in beiden Gruppen. Zwischen den Gruppen wurde keine statistische Differenz gefunden ( $P > 0.05$ ). Der FK war signifikant ( $P < 0.05$ ) niedriger ( $3.9 \pm 0.4$ ) in Teichen, in denen keine Belüftung installiert war. Der Fettgehalt (% der Frischmasse des Filets mit Haut) der Karpfen lag bei 9.3% (mit Belüftung) bzw. 8.5% (ohne Belüftung) und unterschied sich nicht signifikant. Darüber hinaus wurde während der Saison fast keine Mortalität in den Teichen beobachtet.

Tab. 27: Produktionsdaten und Fischertrag (kg/Hektar) in mit zweisömmerigen Karpfen besetzten Teichen mit und ohne Belüftung in 2016 (Mittelwert  $\pm$  SD, n = 3).

Parameter	Ohne Belüftung	Mit Belüftung
<b>Besatzdichte (Stück pro ha)</b>	1000	1000
<b>Gesamtgewicht bei Besatz (kg/ha)</b>	447 $\pm$ 22	455 $\pm$ 12
<b>Gesamtgewicht bei Versuchsende (kg/ha)</b>	1467 $\pm$ 115	1382 $\pm$ 33
<b>Ertrag (kg/ha)</b>	1019 $\pm$ 134	927 $\pm$ 37
<b>Endgültiges Einzelgewicht (kg)</b>	1.4 $\pm$ 0.3 (n = 100)	1.4 $\pm$ 0.2 (n = 96)
<b>Fettgehalt (%)</b>	8.5 $\pm$ 2.0 (n = 100)	9.3 $\pm$ 2.9 (n = 96)
<b>FK</b>	3.9 $\pm$ 0.4 (n = 100)	4.1 $\pm$ 0.4* (n = 96)
<b>Futter Quotient</b>	3.0 $\pm$ 0.4	3.2 $\pm$ 0.1
<b>Überlebensrate (%)</b>	100	98 $\pm$ 2

n: Anzahl der Proben; FK: Fulton Konditionsfaktor. \* :signifikante Unterschiede ( $P < 0.05$ ).

### Monitoring

#### Vergleich Tirschenreuth – Aischgrund 2016

##### Zooplankton

Der Vergleich der beiden Karpfenteichwirtschaftsgebiete zeigte bei Betrachtung der Menge an Cladoceren in den Proben deutlich höhere Abundanzen im Aischgrund (Abb. 142,  $P < 0.05$  am 6.7.). Bezüglich des Aufkommens an Copepoden und deren Nauplien waren keine Unterschiede feststellbar (Abb. 143 und 144).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

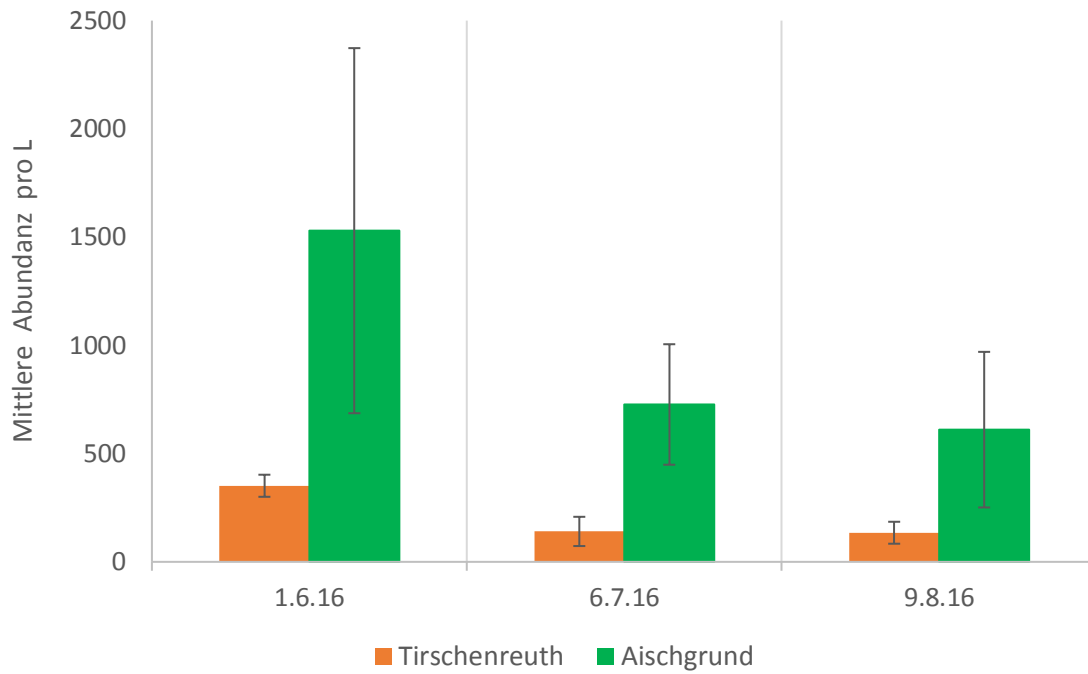


Abb. 142: Mittlere Abundanzen an Cladoceren pro L Schöpfprobe an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

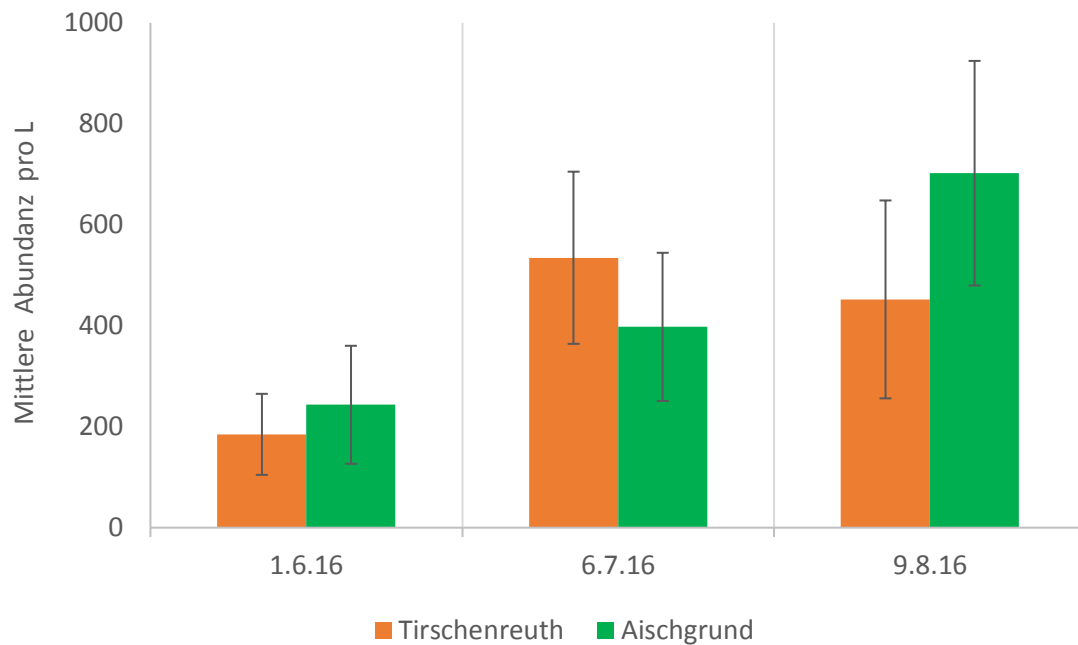


Abb. 143: Mittlere Abundanzen an Copepoden pro L Schöpfprobe an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

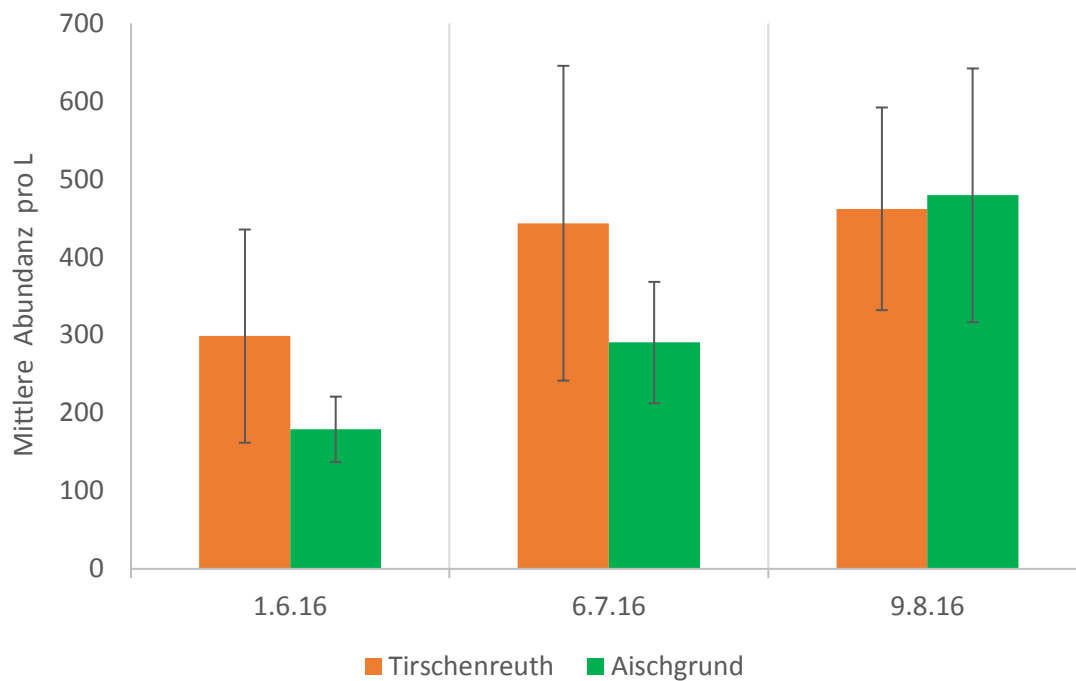


Abb. 144: Mittlere Abundanzen an Nauplien pro L Schöpfprobe an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

Auch das mittlere Rotatorienaufkommen war 2016 an den ersten beiden Probenahmeterminen ähnlich, deren Abundanz im Aischgrund war aber im August deutlich höher als in den Tirschenreuther Teichen (Abb. 145). Die volumetrische Biomasse-Auswertung zeigte deutlich höhere Werte für die Teiche im Aischgrund (Abb. 146).

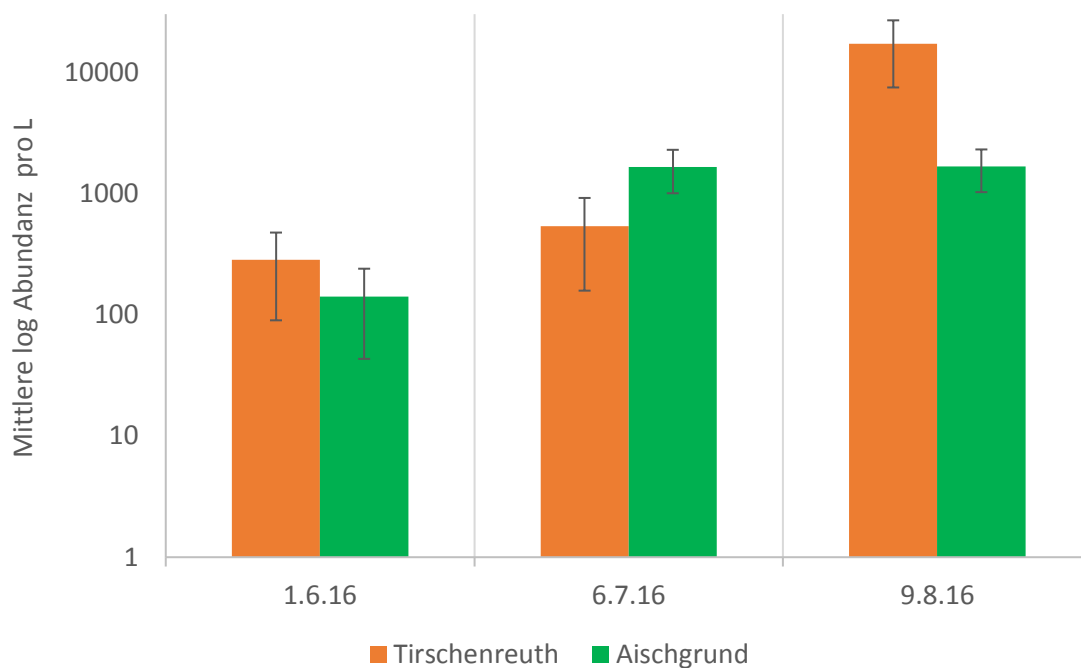


Abb. 145: Mittlere Abundanzen (Auftragung logarithmisch) an Rotatorien pro L Schöpfprobe an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

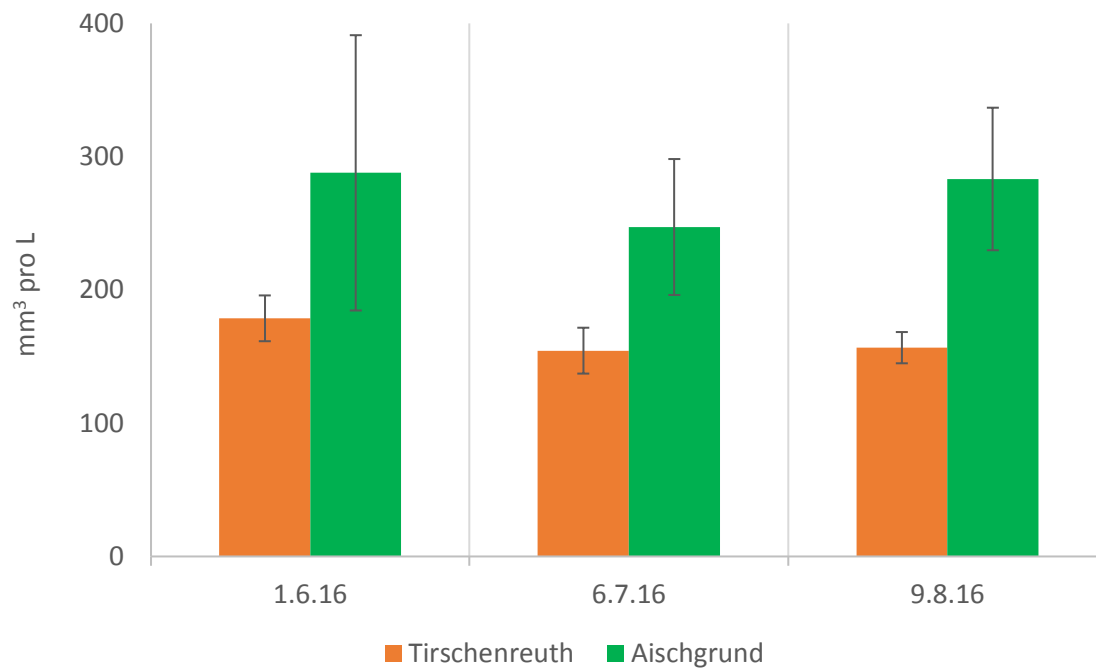


Abb. 146: Mittlere Zooplankton-Biomasse (volumetrisch) pro L Schöpfprobe an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.



## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEICHEWIRTSCHAFT

### Benthos

Die Chironomidenlarven dagegen waren in den Proben aus den Teichen um Tirschenreuth im Zeitraum Juni und Juli in deutlich höherer Zahl präsent (Abb.147). Oligochaeten waren in den Benthosproben lediglich im Juli im Aischgrund häufiger vorhanden (Abb. 148). Bei den sonstigen Insektenlarven war kein Abundanz-Unterschied ersichtlich (Abb. 149).

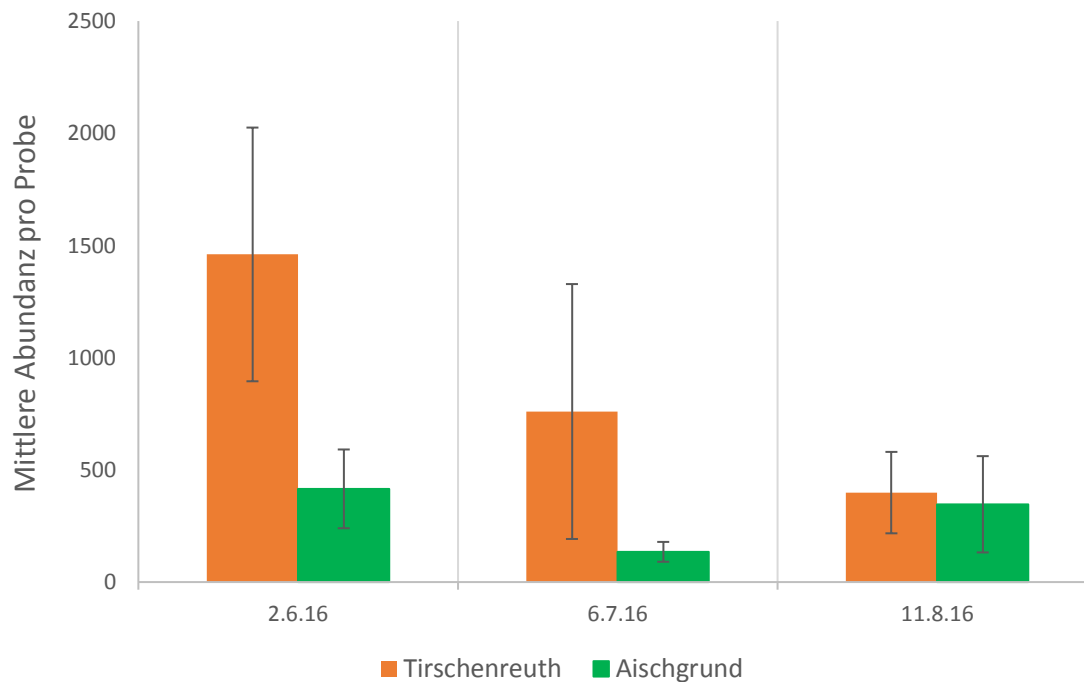


Abb. 147: Mittlere Abundanzen an Chironomiden in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

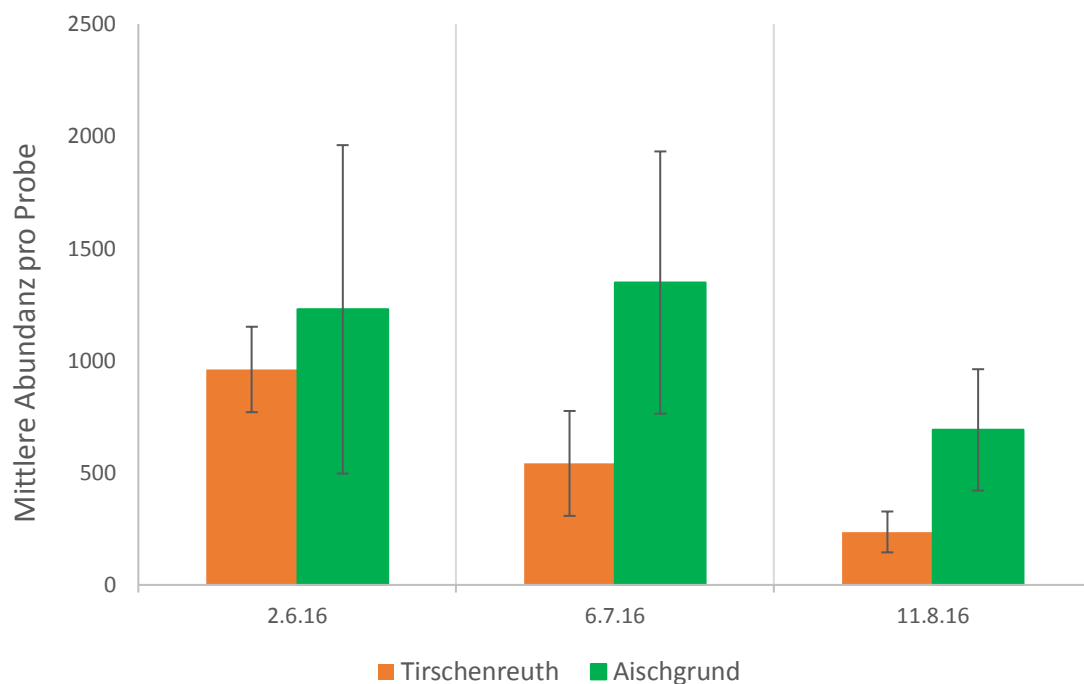


Abb. 148: Mittlere Abundanzen an Oligochaeten in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

Die anhand der Proben ermittelte Biomasse war im Aischgrund im Mittel stets höher als in Tirschenreuth (Abb. 150). Obgleich sich in 2016 aufgrund des geringen Stichprobenumfangs keine statistisch signifikanten Unterschiede ergaben, wurden somit doch Unterschiede im Nährtieraufkommen deutlich.

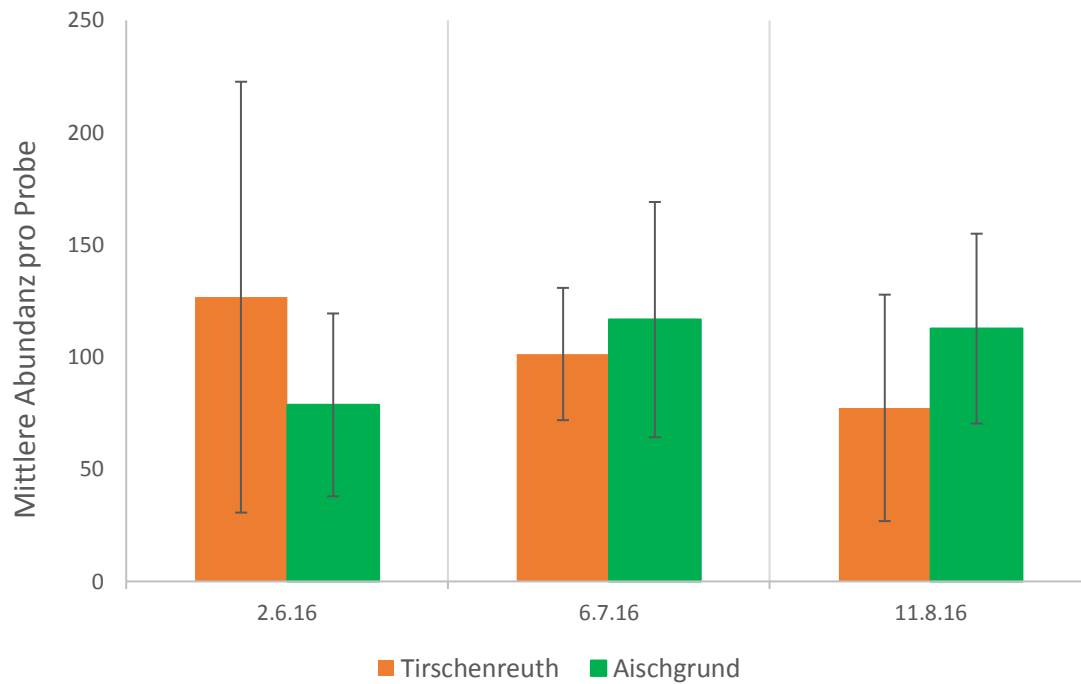


Abb. 149: Mittlere Abundanzen an sonstigen Insektenlarven in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

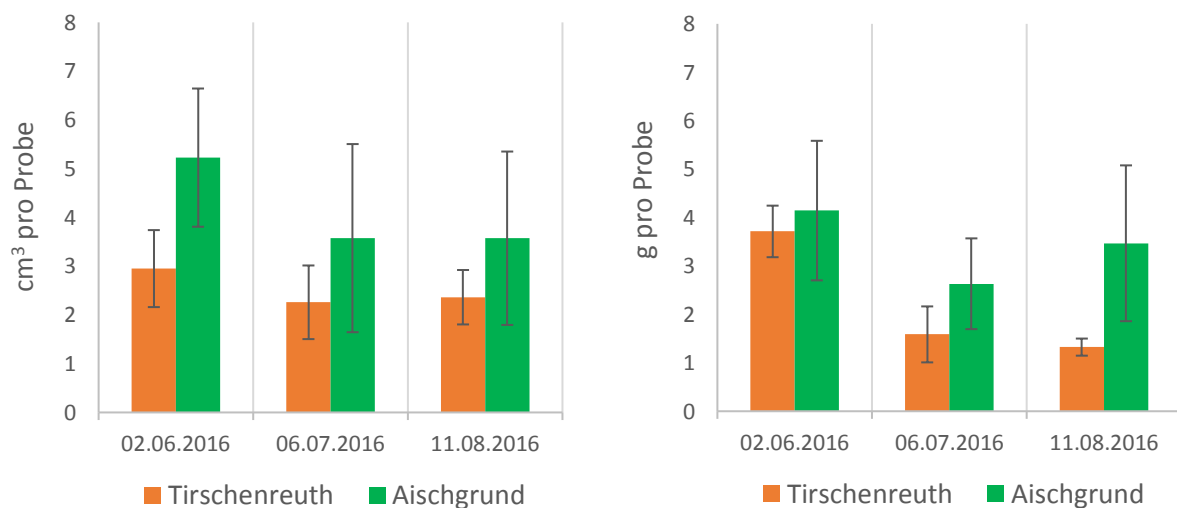


Abb. 150: Mittlere Biomasse (volumetrisch links, Naßgewicht rechts) in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2016.

Fischertrag

Abb. 151 zeigt den durchschnittlichen Fischertrag von Teichen aus zwei verschiedenen Regionen in Bayern (Region Aischgrund und Region Tirschenreuth), der im Rahmen des Monitorings des Jahres 2016 ermittelt wurde. Der Fischertrag (kg/ha) war in der Region Aischgrund im Vergleich zur Region Tirschenreuth leicht höher. Dabei erfolgte im Aischgrund an den zufällig ausgewählten Teichen mehrheitlich keine Zufütterung. Nach einer Kalkulation des Naturertrages (Kalkulierter Futterquotient für Getreide = 4.0) wird die deutlich höhere Teichfruchtbarkeit im Aischgrund deutlich. Sie ist hier mit durchschnittlich 412 kg/ha fast doppelt so hoch wie in Tirschenreuth mit 210 kg/ha (Abb. 151). Andererseits könnte dieser Unterschied auch zum Teil auf höhere Karpfenverluste während der Wachstumsperiode zurückzuführen sein. Während der Karpfenverlust im Aischgrund nur etwa  $7 \pm 7.2\%$  betrug, wurde der Karpfenverlust im Tirschenreuther Gebiet  $26.1 \pm 14.1\%$  beobachtet (Abb. 152). Nach den Beobachtungen und Erkenntnissen der Teichwirte waren diese Verluste hauptsächlich auf das Auftreten von Fischräubern in der Nähe der Standorte der überwachten Teiche zurückzuführen. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um Kormorane (*Phalacrocorax carbo*), den eurasischen Fischotter (*Lutra lutra*) und Vögel der Gattung *Ardea*.

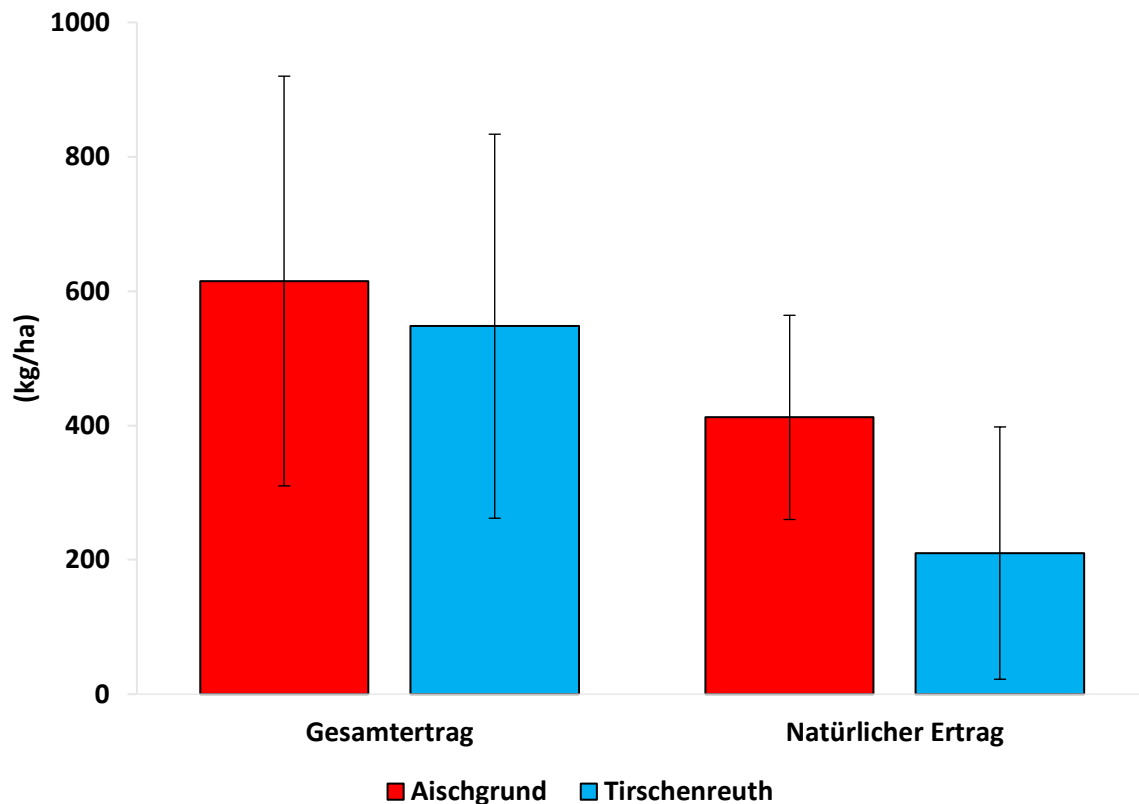


Abb. 151: Durchschnittlicher Fischertrag (Gesamtertrag, kalkulierter Naturertrag) 2016 ( $\pm$  SD) in Teichen in zwei Teichregionen (Aischgrund, n = 6; Tirschenreuth, n = 4).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

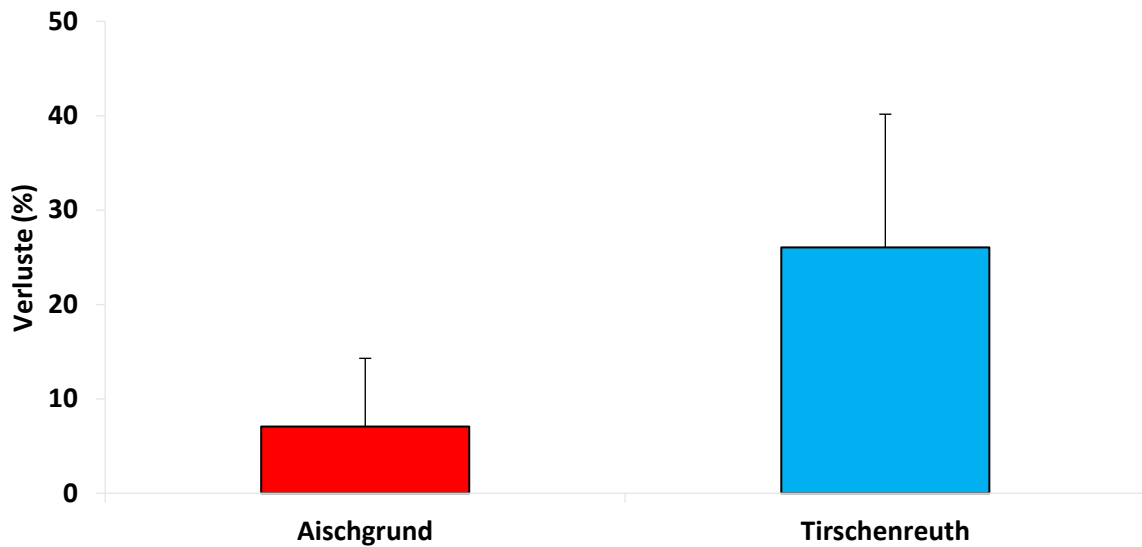


Abb. 152: Durchschnittliche Verluste 2016 ( $\pm$  SD) in Teichen in zwei Teichregionen (Aischgrund,  $n = 6$ ; Tirschenreuth,  $n = 4$ ).

### Vergleich Tirschenreuth – Aischgrund 2017

#### Zooplankton

Anders als im Vorjahr zeigte sich, dass 2017 die bereits ab Mai entnommenen Proben in Mai, Juli und September durchweg höhere Abundanzen an Cladoceren in den Tirschenreuther Teichen aufwiesen (Abb. 153). Dies galt für die ersten beiden Probenahmetermine auch für das Copepoden-Aufkommen ( $P = 0.004$  am 13.7.).

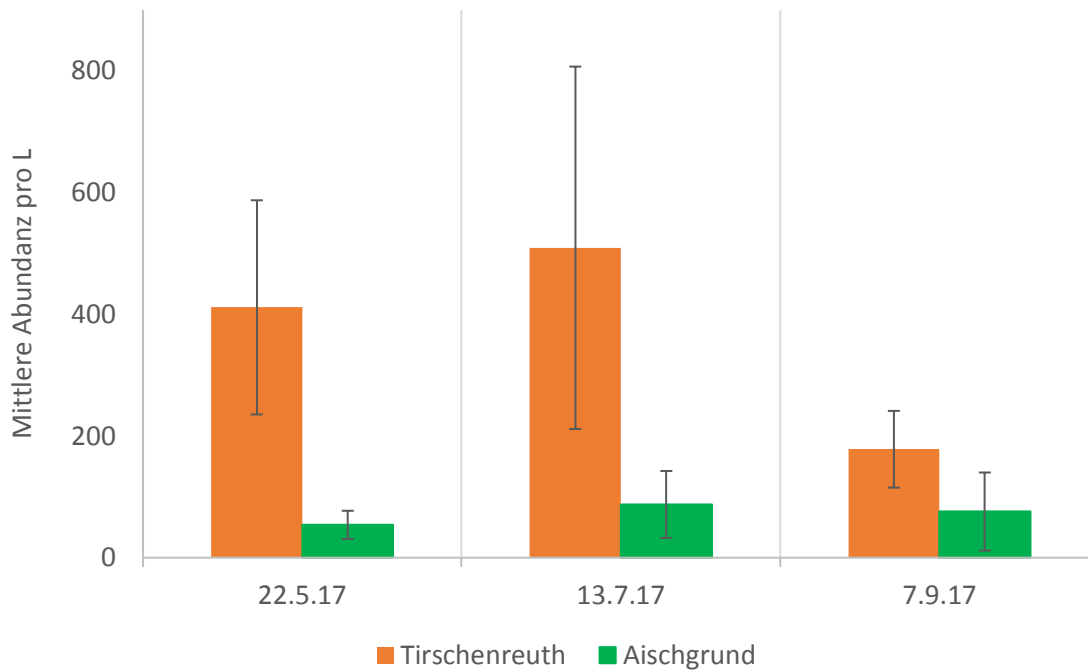


Abb. 153: Mittlere Abundanzen an Cladoceren pro L Schöpfprobe an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

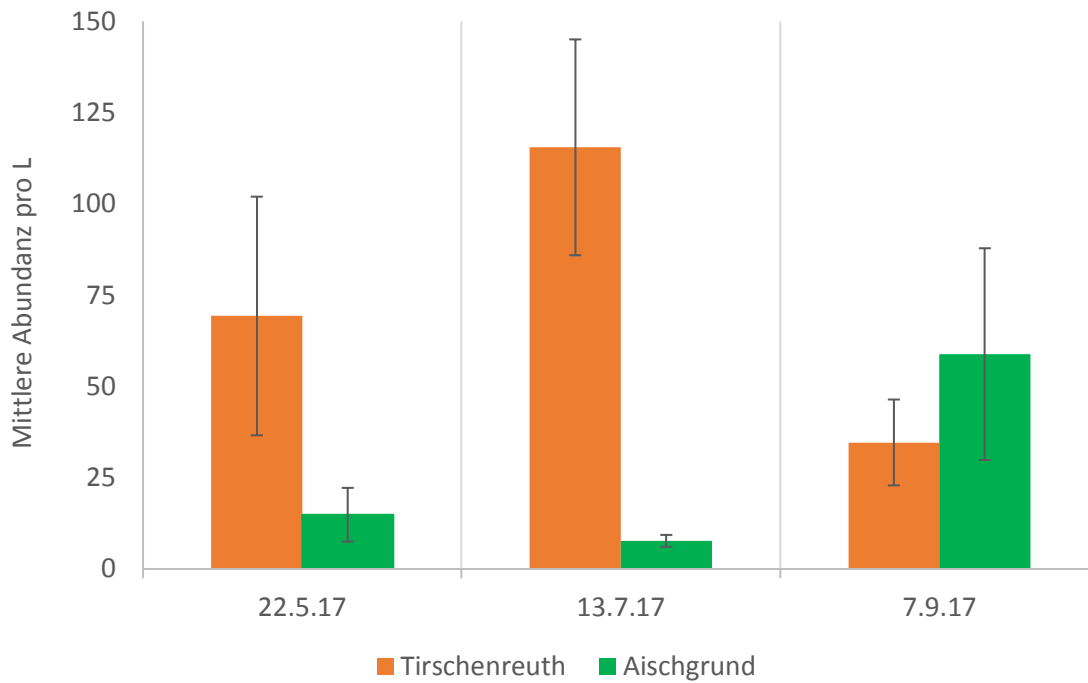


Abb. 154: Mittlere Abundanzen an Copepoden pro L Schöpfprobe an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

Trotz der Unterschiede in den Abundanzwerten war die Biomasse an Cladoceren bis auf die Beprobung im Juli in beiden Teichgebieten recht ähnlich (Abb. 155). Lediglich bezogen auf die gesamte Fläche der Individuen aus der Planimetrie unterschieden sich die Areale signifikant ( $P = 0.05$ ). Bezieht man sich als Maßeinheit auf das Biovolumen lag dieses im Mai im Aischgrund im Mittel sogar bedeutend höher, dies jedoch nur aufgrund eines extrem hohen Wertes in der Probe aus einem der Teiche.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

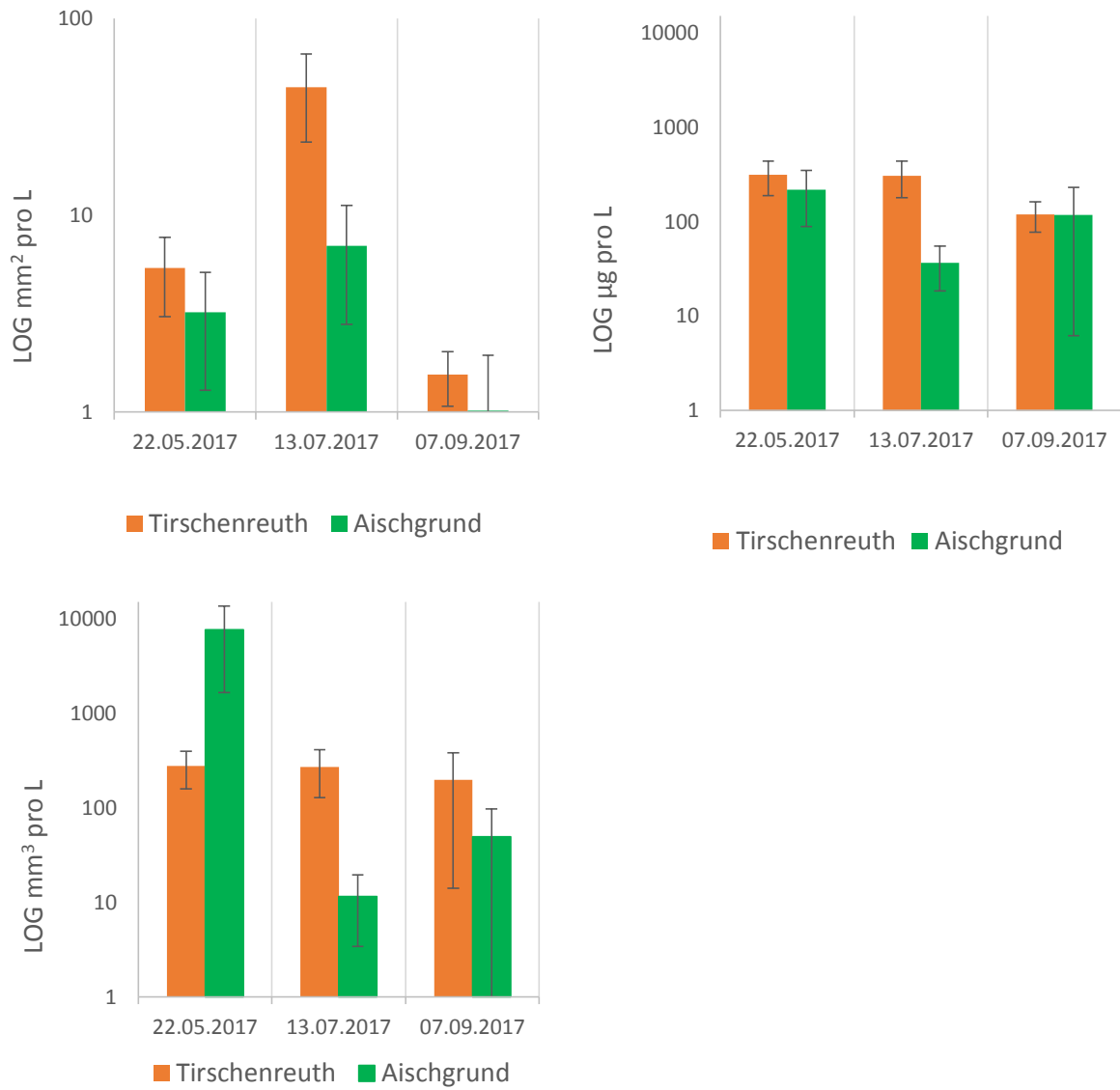


Abb. 155: Mittlere Biomasse (logarithmisch) an Cladoceren berechnet aus Digital-Imaging-Planimetrie als Gesamtfläche (oben links), Trockengewicht (oben rechts) und Volumen (unten) pro L Schöpfprobe an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

Betrachtet man die Biomasse an Copepoden in beiden Wirtschaftsgebieten 2017 (Abb. 156), so konnten signifikante Unterschiede nur am 13.7. bez. des Trockengewichts und des Volumens gefunden werden ( $P < 0.01$ ).

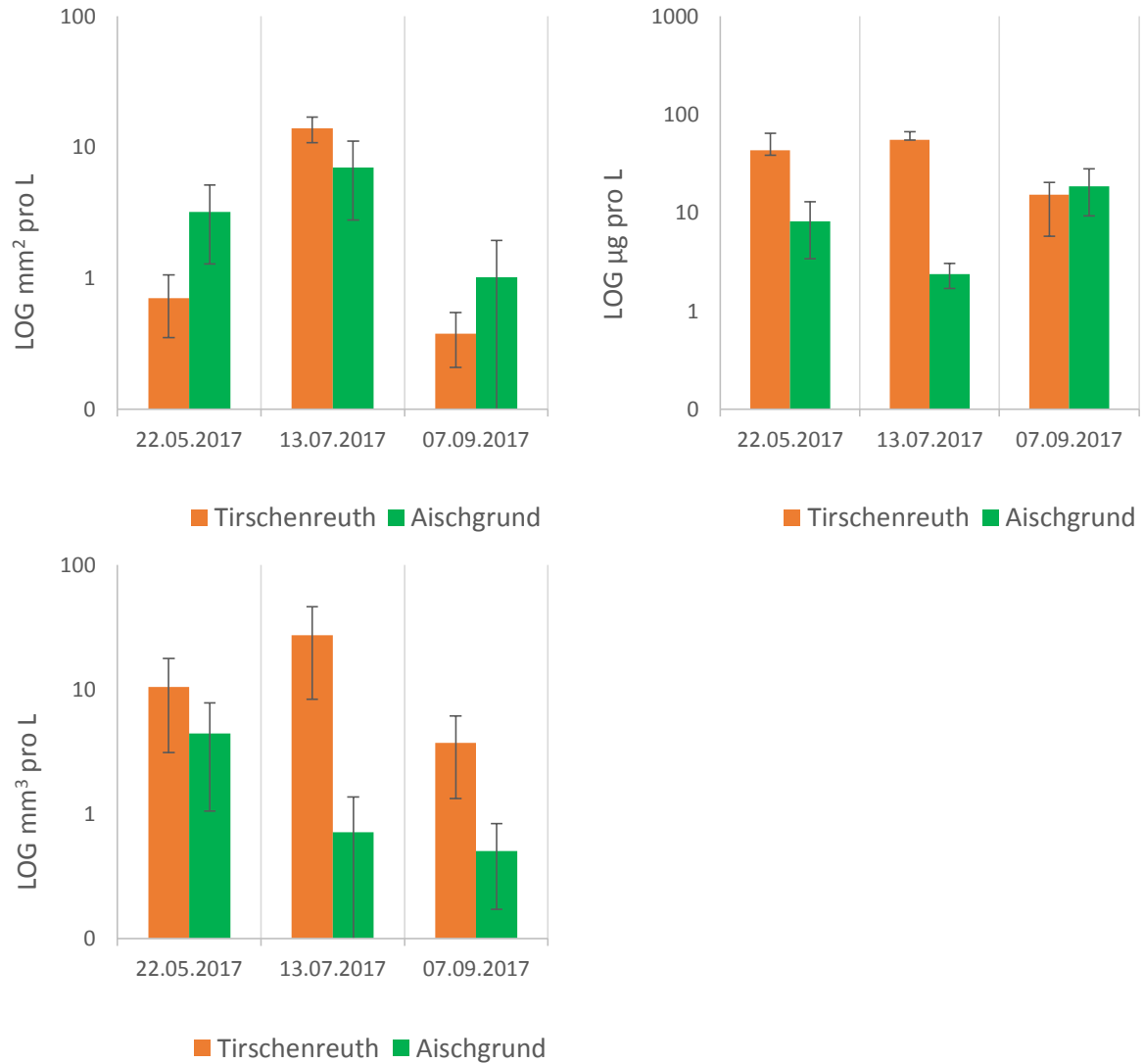


Abb. 156: Mittlere Biomasse (logarithmisch) an Copepoden berechnet aus Digital-Imaging-Planimetrie als Gesamtfläche (oben links), Trockengewicht (oben rechts) und Volumen (unten) pro L Schöpfprobe an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEICHEWIRTSCHAFT

### Benthos

Die Individuenzahlen der Chironomidenlarven schwankten in beiden Regionen außerordentlich stark (Abb. 157), weshalb keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden konnten. Die letzte Probenahme im September erbrachte eine signifikant höhere Abundanz an Oligochaeten im Aischgrund ( $P = 0.04$ ; Abb. 158).

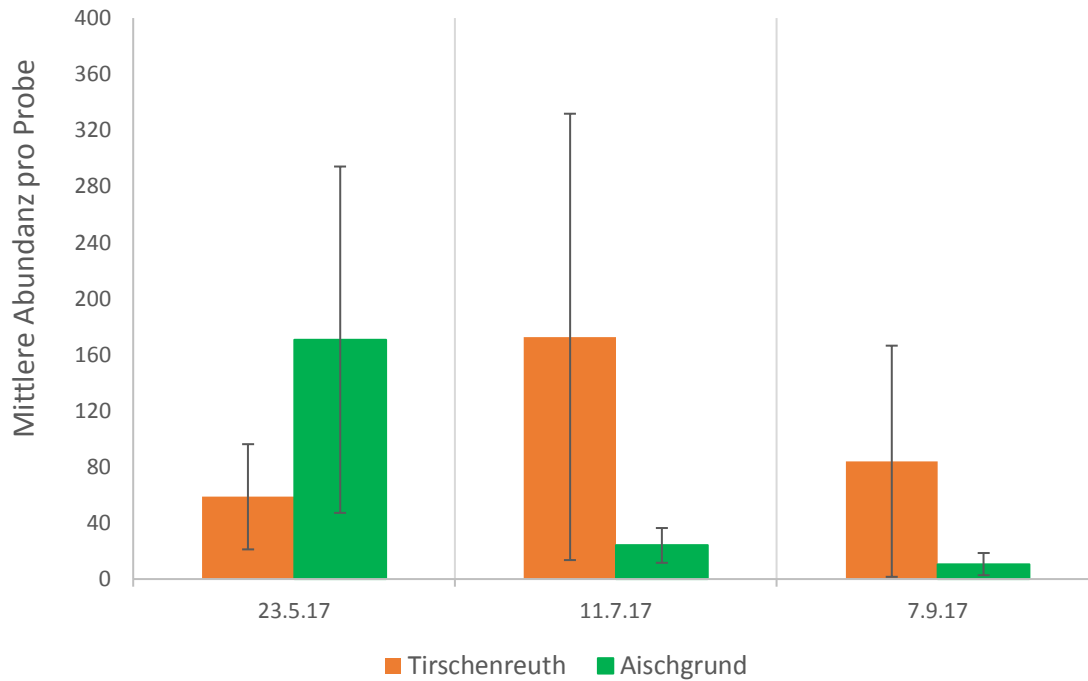


Abb. 157: Mittlere Abundanzen an Chironomiden in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

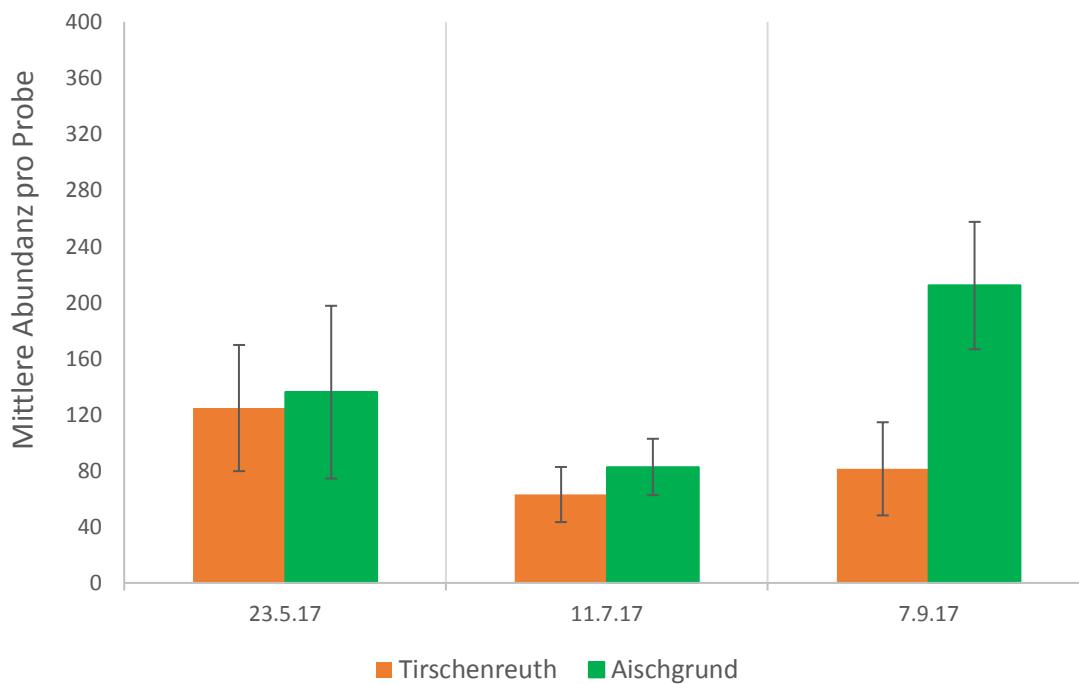


Abb. 158: Mittlere Abundanzen an Oligochaeten in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.



Ohne signifikanten Unterschied war auch das Aufkommen an sonstigen Insektenlarven in den beprobten Teichen beider Regionen (Abb. 159). Im Mai waren im Aischgrund jedoch tendenziell mehr Individuen in den Proben als in Tirschenreuth.

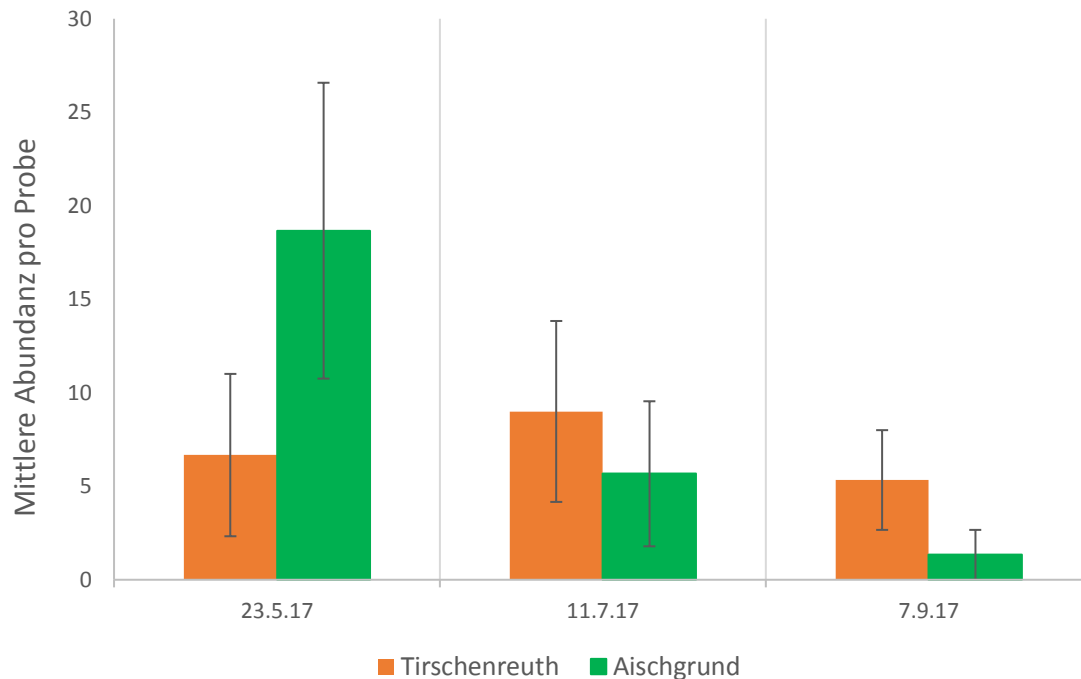


Abb. 159: Mittlere Abundanzen an sonstigen Insektenlarven in gesamten Benthosproben per Kick-Sample Netz an drei Terminen im Rahmen des Monitorings von zwei bayerischen Karpffenteichwirtschaftsgebieten im Jahr 2017.

#### Fischertrag

Im Jahr 2017 wurden insgesamt hohe und unterschiedliche Verluste in den ausgewählten Teichen der beiden Teichregionen festgestellt, die von 0% bis 52.4% in der Region Aischgrund und von 16% bis 92.7% in der Region Tirschenreuth reichten. Ähnlich wie im Jahr 2016, waren diese Verluste nach den Beobachtungen und Erkenntnissen der Teichwirte, vor allem auf das Auftreten von Fischräubern wie Kormoranen (*Phalacrocorax carbo*), den eurasischen Fischottern (*Lutra lutra*) und Vögeln der Gattung *Ardea* zurückzuführen. Aufgrund dieser Verluste war es nicht möglich, eine Auswertung bezüglich der Produktivität vorzunehmen. Die hohen Verluste (Mittelwert  $\pm$  SD) aus den ausgewählten Teichen sind in Abb. 160 dargestellt. Dabei war in Bezug auf die Verluste ein ähnlicher Trend zwischen den zwei Regionen zu beobachten wie im Jahr 2016. In Tirschenreuth betragen die Verluste 40% im Vergleich zur Region Aischgrund mit 25%.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

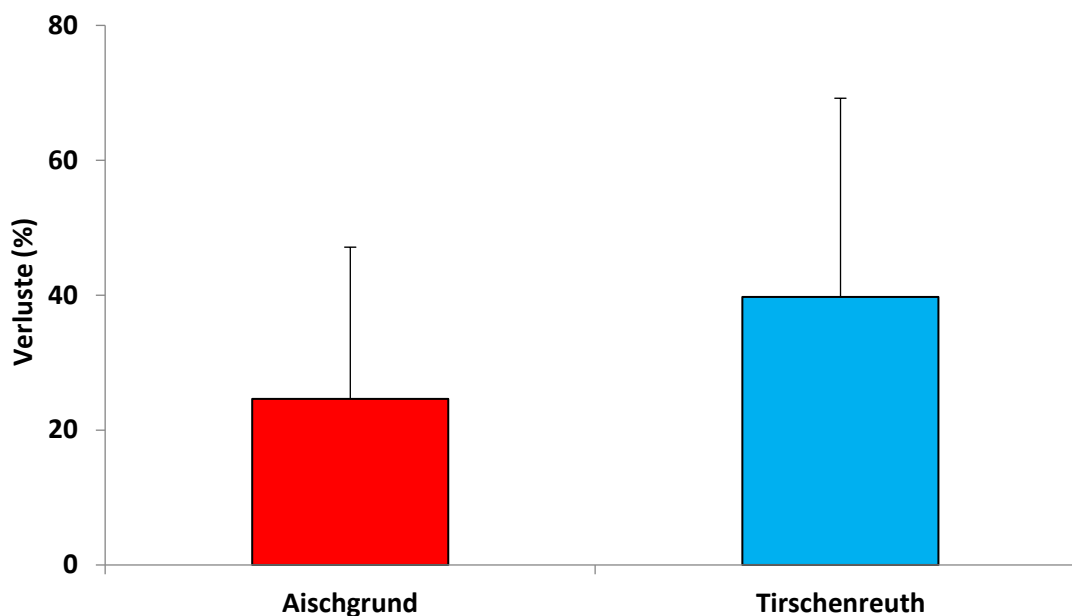


Abb. 160: Mittlere Werte für Karpfenverluste 2017 ( $\pm$  SD) in Teichen im Aischgrund (n = 5) und Tirschenreuth (n = 6).

### Methodenvergleich Zooscan

Der Vergleich zweier Auswertemethoden von Zooplanktonproben aus den RPE-Düngeversuchen aus 2017 (RPE No. 1, Gruppe ohne Fische) wurde extern am IFI in Starnberg durchgeführt. In diesem Versuch waren viele kleine Crustaceen-Individuen in den Proben präsent. Aufgrund des methodenbedingten Größen-cutoffs der Proben von 250  $\mu$ m in den analysierten Teilproben wurden bei Verwendung der computergestützten Auswertung per Zooscan nach entsprechender Rückrechnung bedeutend geringere Abundanzwerte als in der manuellen Auswertemethodik ermittelt (Tab. 28). Hierdurch verschob sich bei höheren Individuendichten der i.d.R. kleineren Copepoden in den Proben das Verhältnis beider Crustaceen-Gruppen ebenfalls entsprechend. Am 6.7. war dieses jedoch trotz hoher Abundanzen in beiden Gruppen nahezu identisch zwischen den Auswertemethoden. Generell wird demnach die Individuendichte an Zooplanktern durch die Zooscan-Methode absolut gesehen zu niedrig bewertet.

Tab. 28: Vergleich der Individuenzahlen in den Gesamtproben aus RPE 1 (Düngeversuch 2017) und dem daraus resultierenden Verhältnis von Cladoceren zu Copepoden durch die Auswertung per Zooscan und die manuelle Auswertung per Stereomikroskop.

	ZOOSCAN			Manuell		
	Cladoceren	Copepoden	Verh. Cl/Co	Cladoceren	Copepoden	Verh. Cl/Co
12.05.2017	665.26	2332.63	0.29	5280.53	14521.45	0.36
09.06.2017	8724.21	2509.47	3.48	17293.73	11617.16	1.49
06.07.2017	8044.19	3707.61	2.17	25742.57	11287.13	2.28
03.08.2017	9253.40	660.96	14.00	13465.35	3960.40	3.40
12.09.2017	8235.79	2290.53	3.60	22838.28	10033.00	2.28
05.10.2017	9849.87	3175.82	3.10	20066.01	16633.66	1.21

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFENTEICHWIRTSCHAFT

Der Vergleich der gemessenen Flächen pro Individuum der Cladoceren (ursprünglich zur Bestimmung der Biomasse) zeigte aufgrund der höheren Zahl an vermessenen Individuen per Zooscan auch im unteren Größenbereich höhere prozentuale Anteile als die manuelle Auswertung beliebig ausgewählter Individuen aus dem Digital Imaging (Abb. 161). Unterschiede bestanden hier v.a. in deutlich geringeren relativen Anteilen der Flächenklassen zwischen 15000 und 27000 Pixel in der Zooscan-Auswertung, welche hingegen mehr Individuen der Größenklassen zwischen 9000 und 15000 Pixeln detektierte. 10000 Pixel entsprechen hierbei ca. 0.2 mm<sup>2</sup> Flächeninhalt des Individuums, wobei unterschiedliche Pixelgrößen angeglichen wurden. Bei Herabsetzen der Klassenbreite auf unter 1000 zeigten sich anteilig mehr Individuen in der manuellen Auswertung, was den Unterschied in den Abundanzwerten in Teilen erklärt. Die Auswertung der Cladoceren-Flächenbestimmung per Zooscan brachte sogar einen um 2800 Pixel kleineren Mittelwert als die manuelle Auswertung. Deutlicher war die anteilige Verschiebung hin zu den zahlenmäßig geringer in den Originalproben vorhandenen größeren Größenklassen im Rahmen der Zooscan-Analyse bei Betrachtung der Copepoden-Flächenverteilung (Abb. 162). Dies zeigt sich deutlich in der Unterbewertung der tatsächlichen Abundanzen. Seltener sehr große Exemplare waren in der randomisierten manuellen Analyse aufgrund des geringeren Stichprobenumfangs dagegen unterrepräsentiert. Die Mittelwerte der Individuen-Flächen unterstrichen dies weiter, da die Analyse per Zooscan eine um 16300 Pixel größere durchschnittliche Flächenangabe zeigte.

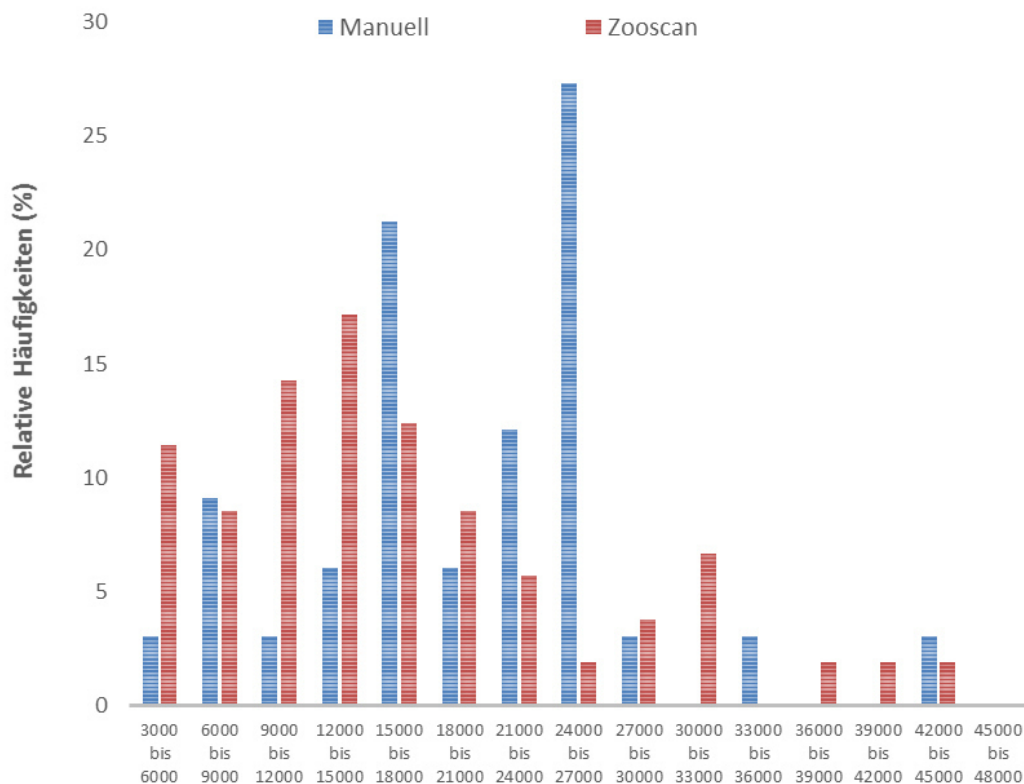


Abb. 161: Relative Verteilung der Pixelflächen-Größenklassen der Cladoceren aus der manuellen Auswertung ( $N = 33$ ) und der Analyse per Zooscan ( $N = 105$ ) aus RPE No. 1 vom 9.6.2017 (größere Individuen ausgeklammert).

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

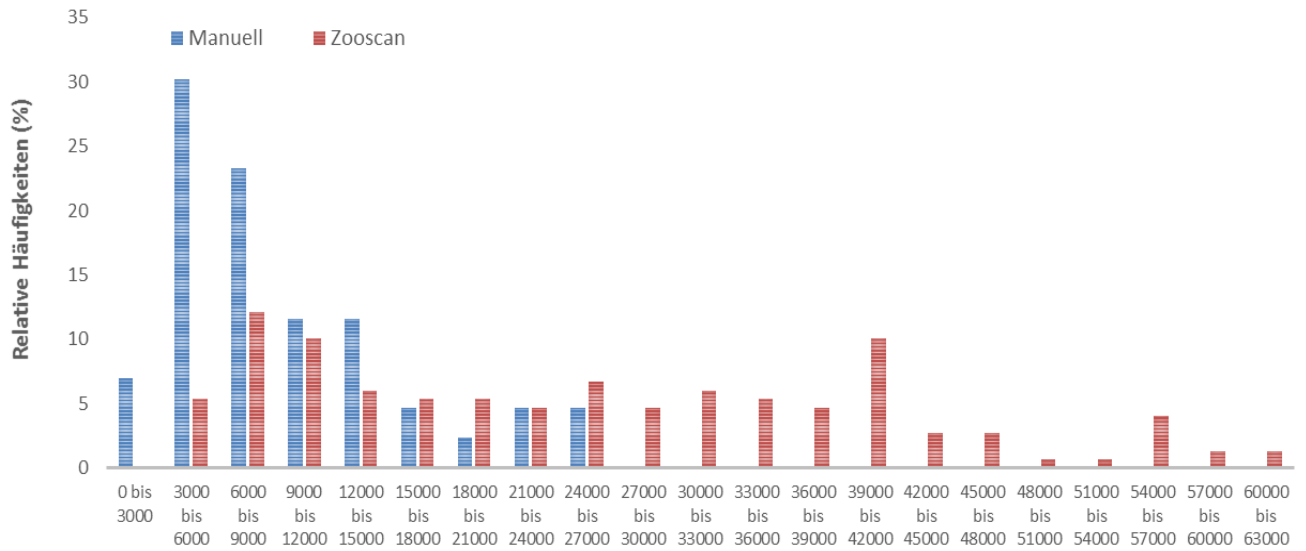


Abb. 162: Relative Verteilung der Pixelflächen-Größenklassen der Copepoden aus der manuellen Auswertung ( $N = 43$ ) und der Analyse per Zooscan ( $N = 149$ ) aus RPE No. 1 vom 9.6.2017.

# Diskussion

In dem Vorhaben NatKa sollten Experimente unter Freilandbedingungen im Teich zu konkreten Aussagen zur Steigerung der natürlichen Biomasseproduktion an Zooplankton sowie wichtiger benthischer Futterorganismen durch verschiedene Teichbehandlungsmaßnahmen führen. Um bislang fehlendes Praxiswissen zu generieren, sollten mittels spezieller Versuchsdesigns in Teichen, nach unterschiedlicher Behandlung, erstmals auch die Aktivität von Mikroorganismen im Teichboden sowie dessen für die Produktivität wichtige chemische Zusammensetzung, gemessen werden. Weitere Ziele waren gleichzeitig die Verbesserung der Fleischqualität durch einen geringeren Fettanteil aus der Getreidefütterung und die Förderung der Fischgesundheit durch die Entwicklung geeigneter Strategien in nährstoffreichen (eutrophen) Gewässern. Die gewonnen Erkenntnisse sollen zu einer Erhöhung der Wertschöpfung aus der Karpffenteichwirtschaft unter Berücksichtigung von ökologischen Belangen und einer effizienteren Nutzung der eingesetzten Produktionsressourcen beitragen, mit dem Ziel einer ökologisch nachhaltigen und umweltgerechten heimischen Fischerzeugung, welche zudem eine hohe Qualität des Lebensmittels Fisch mit sich bringt. Diese wiederum sichert die Wirtschaftlichkeit der Karpffenteichwirtschaft und trägt zum Erhalt der Betriebe und der Jahrhunderte alten Teichlandschaft bei, die vielen bedrohten Tier- und Pflanzenarten Lebensraum bietet.

Ein wichtiges Ziel bei der Teichdüngung ist, die Naturnahrung in der Karpffenteichwirtschaft zu optimieren. Sie sichert die Eiweißversorgung der Fische und enthält wertvolle langkettige Omega-3-Fettsäuren. Die Karpffenteichwirtschaft kann daher auf die Zufütterung von Protein z.B. aus Fischmehl verzichten. Der Düngung sind jedoch auch Grenzen gesetzt. Die Düngung darf nicht zu einer Gefährdung der Fischgesundheit führen. Dies wäre dann z.B. der Fall, wenn sich durch die Düngung hohe Ammoniumgehalte einstellen, pH-Werte hohe Bereiche annehmen (Ammoniakbildung, Säure-oder Laugenkrankheit) oder durch organische Düngung induzierte Sauerstoffzehrung zu Sauerstoffmangel führt. In vielen Fällen herrschen bereits stark eutrophe Bedingungen in Karpffenteichen vor. In diesen Teichen wäre die Gabe von N- und P- Verbindungen nach guter fachlicher Praxis schädlich. Außerdem herrschen in diesen Teichen häufig, bedingt durch die hohe Assimilationsrate der Algen und dem hohen CO<sub>2</sub> Konsum, hohe und fischschädliche pH-Werte vor. Hier steht die Düngung von CO<sub>2</sub> im Vordergrund und wurde in vorliegender Untersuchung durch Versuche zur Strohdüngung vorgenommen. Ein weiterer Wunsch bei der organischen Düngung ist, dass durch sie die Umwelt nicht mit Nährstoffen angereichert wird, sondern im besten Fall sämtliche durch die Düngung ausgebrachten Nährstoffe wieder, in Fischfleisch umgewandelt, der Natur entzogen werden. Auch dieser Aspekt war Gegenstand der vorliegenden Untersuchung.

In der vorliegenden Untersuchung wurden ausschließlich organische Düngemittel ausgebracht. Dabei wurde die Menge von 4 t Frischmasse pro Hektar nicht überschritten. Diese maximale Menge wurde gewählt, da sie im Einklang steht mit vielen Untersuchungen aus dem letzten Jahrhundert und sich zudem in einem Bereich befindet, der durch die EU (VO (EG) 710/2009) abgedeckt ist. Dort wird eine jährliche Düngergabe auf 20 kg N/ha und Jahr begrenzt. Die N-Gehalte der verwendeten organischen Düngemittel lagen bei Versuchsplanung nach Literaturangaben in einem Bereich von etwa 5 kg N/t Frischmasse.

## Organische Düngung und Wasserchemie

### Wasserqualität

Der Naturertrag in der Teichwirtschaft hängt neben anderen Faktoren von den Parametern der Wasserqualität ab. Verwaltungen und Umweltverbände in verschiedenen Ländern, in welchen die Karpfenproduktion grössere Bedeutung hat (z.B. in Tschechien, Polen, Ungarn) befürchten negative Umweltauswirkungen durch den Nährstoffeintrag bei Zufütterung und Düngung von Teichen und diskutieren entsprechende Auflagen für die Teichwirtschaft. oder gleichen Ertragsverluste aus bei Verzicht auf Düngung und Zufütterung durch staatliche Förderprogramme aus (z.B. Vertragsnaturschutzprogramm Bayern).

Karpfenteiche sind in der Regel nicht ständig durchströmt. Sie werden in den meisten Fällen während des Winterhalbjahres mit Wasser gefüllt. Während der Wachstumsperiode werden, mit Ausnahme von ständig durchströmten Teichen, allenfalls Wasserverluste durch Verdunstung und Versickerung ausgeglichen. Dadurch wird neben einer stärkeren Abkühlung des Wassers auch der Austrag von Nährstoffen und Fischnährtieren verhindert.

Unsere Daten legen nahe, dass durch sachgerechte Düngung mit organischen Stoffen wie Tiermist auch bei größeren Einzelgaben die Wasserqualität, sowohl während der Produktionsperiode als auch am Ende zur Zeit des Ablassens, weder im Hinblick auf eine Belastung der Umwelt noch im Hinblick auf die Fischgesundheit negativ beeinflusst wird. Gegen Versuchsende war z.B. der Gehalt an für Fische potentiell gefährlichem Ammonium-N in den fischfreien RPE ohne Düngung am höchsten, was einer erhöhten Stickstoffbelastung durch die organische Düngung widerspricht. Am geringsten waren die Werte in den Gruppen mit Stroh- und Gras-Zugabe, welche demnach eine eindeutig Ammonium-senkende Wirkung zeigten. Die Düngungsversuche in RPE erfolgten im Jahr 2016 erstmals in den im Projekt geschaffenen RPE. Dabei wurden die Auswirkungen von Düngemaßnahmen verglichen ohne den Einfluss von Fischbesatz. Wie sich zeigte, hatte dieser Teich wohl von "Grund" auf eine verbesserte Nährstoffversorgung. Dies zeigt sich zwar nicht bei der Messung von Wasserparametern, da N- und P- Verbindungen im Wasser sehr schnell von zahlreichen Konsumenten verbraucht werden, sondern im Gehalt des Bodens z.B. an  $P_2O_5$ -CAL. Dieser wies bereits (23.8 mg/100 g) auf und ist daher nach Oberle (2016) als leicht überdurchschnittlich einzustufen. Daher wurden in der darauf folgendem Versuchsreihe (2017) Düngungsversuche in Teichen mit nährstoffärmeren Teichböden (13.4 mg  $P_2O_5$ -CAL/100g) durchgeführt. Hier erfolgte neben einer fischfreien ungedüngten Kontrolle ein Besatz mit Fischen.

Die Gehalte an Ammonium-N in den Versuchen mit besetzten RPE in nährstoffärmeren Versuchsteichen lagen weit unter den Werten, welche im Vorjahr in den Ansätzen im eutropheren Teich ohne Fischbesatz gemessen wurden, was eine sehr geringe Ammonium-N-Belastung des Wassers indiziert. Es zeigten sich durch die Düngegaben bei gleichzeitigem Fischbesatz keine nennenswerten Anstiege an gelöstem Ammonium-N.

Lediglich bei Strohdüngung in besetzten Abwachsteichen wurde ein erhöhter Ammoniumwert nachgewiesen, was im Folgejahr nicht mehr nachweisbar war. Messungen von Ammonium-N im Rahmen des Monitorings 2016 zeigten zu den beiden Sommer-Probeterminen signifikant höhere Gehalte in den nährstoffreicheren Teichen im Aischgrund. 2017 waren im Gegensatz zum Vorjahr die Ammonium-N Gehalte in Tirschenreuth im Mittel etwas höher als jene im Aischgrund.

Die gemessenen Nitrat- und Nitritwerte in beiden RPE-Versuchen 2016 und 2017 und der Strohdüngung in Abwachsteichen waren trotz organischer Düngung sehr gering und können für Fische als unbedenklich eingestuft werden. Der CSB-Wert in den fischfreien RPE zeigte keine Unterschiede zwischen den Gruppen. Die verwendeten Düngermengen erzeugten daher selbst im

nährstoffreichen Teich keine negative organische Belastung des Wassers. Auch in den besetzten RPE zeigte sich weder ein Anstieg in der organischen Belastung des Wassers noch ein Unterschied zwischen den Gruppen. Eine organische Beeinträchtigung durch Stroheintrag konnte anhand des CSB in Abwachsteichen nicht nachgewiesen werden. Auch andere Autoren fanden, dass außer Sauerstoff alle Wasserqualitätsparameter durch Mistdüngung positiv beeinflusst werden (Wahab et al., 1999, Shevgoor et al., 1994, Hossain et al., 2003). Gaben von bis zu 12 t Hühnermist pro ha in Versuchseinheiten mit Fischen erzeugten in einer experimentellen Studie keine für Karpfen gefährlichen Wasserwerte (Kour et al., 2015). Starke Algenblüten sollten jedoch stets vermieden werden, können die O<sub>2</sub>-Sättigung v.a. morgens massiv herabsetzen und abendliche pH- Werte stark erhöhen, was dann mehr toxisches Ammonium erzeugt. Gülle sollte sogar häufig (täglich, wenn möglich) und in kleinen Mengen sowie am Vormittag bei steigendem Sauerstoffgehalt zugegeben werden (Hepher & Pruginin, 1981). Die Denitrifikation im Teich wird dabei durch Sauerstoffuntersättigung von ca. 10% sogar begünstigt (Heisig-Gunkel, 1981).

Unsere Ergebnisse zeigen, dass organische Düngung einen geringen oder keinen signifikant zunehmenden Einfluss auf die Wasserqualitätsparameter auf TP, TN, o-Phosphate, Nitrat, Ammonium etc. in den Teichen oder RPE hatte. Mitte der Produktionsperiode waren einige Parameter zwar tendenziell in den unbesetzten RPE im Jahr 2016 bei Düngung von Gärresten oder Rindermist höher. In den mit Fischen besetzten RPE, insbesondere am Ende der Vegetationszeit, zeigten sich jedoch keine Unterschiede. Wezel et. al. (2013) untersuchten in insgesamt 83 Teichen von 2007 bis 2009 den Einfluss von verschiedenen Teichmanagementmaßnahmen (Fütterung, Düngung und Kalkung) auf die Wasserqualität und die Qualität des Teichbodens. Dabei wurden jeweils Wasserparameter während der Produktionsperiode von April bis Oktober gemessen. Bezüglich der Wasserqualität waren auch bei Wezel et al. (2013) bezüglich der Mittelwerte während der Produktionsperioden auch bei Teichdüngung keine signifikanten Unterschiede festzustellen, mit Ausnahme für Nitrat im Wasser. Allerdings waren hier die mittleren Nitratwerte in den gedüngten Teichen mit 1.54 mg/l NO<sub>3</sub>-N. signifikant niedriger als in den ungedüngten Teichen mit 2.97 mg/l NO<sub>3</sub>-N und lagen insgesamt auf einem sehr niedrigen Niveau, welches in unseren Untersuchungen stets deutlich noch weiter unterschritten wurde. Lediglich im Jahr 2017 betrug er zu einem Zeitpunkt im Düngungsversuch in den Teichen etwa 1.8 mg/L. Dies galt hier jedoch neben den gedüngten Gruppen auch für die düngungsfreie Kontrolle. In allen anderen Untersuchungen lagen die Werte für Nitrat darunter.

Der Karpfen ist eine ideale Art für den Karpffenteich, da er in der Lage ist, große Unterschiede bei abiotischen und biotischen Umweltfaktoren zu tolerieren (Flajšhans und Hulata, 2007). In verschiedenen Experimenten, Versuchen mit verschiedenen Teichmanagementstrategien und in verschiedenen Regionen Bayerns wurde ein breites Spektrum an physikalischen und chemischen Parametern beobachtet. Umweltfaktoren beeinflussen mit verschiedener Ausprägung die physikalischen und chemischen Parameter der Wasserqualität in Teichen. Neben dem Klima scheint hier auch die Geologie einen entscheidenden Einfluss zu haben. Beispielsweise wurde in der Region Tirschenreuth im Vergleich zur Region Aischgrund deutlich niedrigere pH-Werte und eine niedrigere Temperatur des Wassers beobachtet. Diese Beobachtung entspricht unseren Erkenntnissen über die jeweilige Beschaffenheit der Teichböden. Bereits in den Untersuchungen von Oberle et al. (2016) wurden die Böden abgelassener Teiche in unterschiedlichen Regionen untersucht. Dabei zeigte sich eine deutliche Beziehung zwischen dem Untergrund und der Qualität des Teichbodens. Die Urgesteinsverwitterungsböden im Raum Tirschenreuth bedingen deutlich niedrigere pH-Werte und Karbonat verglichen mit dem von Schichtkeuper geprägten Untergrund im Aischgrund. Dies macht sich auch deutlich auf die Gehalte im Teichboden bemerkbar. In vorliegender Untersuchung wurden Teichböden aus bewirtschafteten Teichen während der Produktionsperiode untersucht. Auch hier

zeigten sich die großen Unterschiede zwischen den Regionen. Im Mittel betragen sie über die betrachteten beiden Jahre im Aischgrund 7.1 und in Tirschenreuth 5.4. Dies stimmt genau mit den bei Oberle (2015) gefundenen Werten für abgelassene Teiche in den beiden Regionen überein. Die im Teichboden gefundenen Unterschiede spiegeln sich auch in den Wasserwerten wider, wenn auch in abgeschwächter Form. Sie betragen im Mittel im Aischgrund 8.2 im Vergleich zu Tirschenreuth mit 7.2.

Im Aischgrund wurden Teiche in die Versuche einbezogen, deren pH-Werte mit Werten über 10 die Fischverträglichkeit deutlich überschritten. Durch die Strohdüngung konnte bereits in den unbesetzten RPE der pH-Wert gesenkt werden. Dieser Effekt war auch in den Versuchsteichen mit hohen pH-Werten ersichtlich. Durch die Strohdüngung konnte er deutlich in einen fischverträglichen Bereich gesenkt werden. Diese mögliche pH-senkende Wirkung von Gerstenstroh im Wasser wurde auch in Adámek et al. (2014) erwähnt. Die Ursache dürfte vor allem in der Lieferung von CO<sub>2</sub> durch die mikrobielle Aktivität bei der Zersetzung des Strohes zu sehen sein, wie es auch von (Morsi et al., 2014) beschrieben wird.

### Trophische Parameter

Die produktive (photische) Zone eines Teiches sind i.d.R. nur die ersten 20-30 cm, die Primärproduktion fällt ab 40 cm Tiefe bei normaler Trübung stark ab. Physikalisch-chemische Faktoren wie Lichteinfall, pH-Wert, gelöster Sauerstoff, Carbonate, Bikarbonate und Gesamtalkalinität, Calcium, Magnesium und die Gesamthärte tragen zur Erhöhung des Trockengewichts der planktischen Biomasse bei (Mahboob et al., 1993; Singh et al., 2000; Pramila et al., 2004; Liti et al., 2006; Rafique et al., 2003). Grundlage biologischen Wachstums im Gewässer sind die Elemente Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor. Laut Liebig'schem Minimumsgesetz ist der Faktor in einer Biozönose limitierend, der von den vorhandenen Pflanzen zuerst aufgebraucht ist. Dies gilt auch für stehende Gewässer wie Teiche. Die Zusammensetzung der Biomasse im Teich entspricht dem Summenverhältnis C<sub>106</sub> H<sub>180</sub> O<sub>45</sub> N<sub>16</sub> P<sub>1</sub> was ein minimal benötigtes P/N/C-Verhältnis von 1:16:106 (wenn kein limitierender Faktor vorhanden ist) voraussetzt (Uhlmann, 1988).

In unseren Breiten gelten v.a. Phosphor, Temperatur und Sonnenlicht in Teichsystemen limitierend für die Primärproduktion. Einige Autoren haben kürzlich auch N als limitierenden Faktor beschrieben (Diana, 2012; Knud-Hansen, 2012; Mischke, 2012). Teichböden und das Sediment binden die Nährstoffe P, N und C v.a. als Detritus, wobei P und Ammonium besonders stark adsorbieren. Lösliches Phosphat bindet hierbei v.a. an CaCO<sub>3</sub> sowie Aluminium- und Eisenoxide (Furumai et al. 1989). Saures Milieu hält Phosphor verstärkt gebunden. Das Verhältnis P:N sollte dabei um 1:6 liegen. Für eine gute Produktion von Phytoplankton sollte der Phosphatgehalt des Wassers nicht unter 0.1 mg/L liegen, da eine gute Produktion von Phytoplankton erst ab 0.2 mg/L zu erwarten ist (Gesamtposphat > 0.4 mg/L) (FAO). Bei einer N:P-Rate über 5 gedeihen Chlorophyceen besonders gut (Bíró, 1995). Seymour (1980) fand heraus, dass dichte Blüten von stickstofffixierenden Algen (hauptsächlich Blaugrünalgen) durch Manipulation des Stickstoff-Phosphor-Gleichgewichts in Teichen kontrolliert werden können. Einige seiner Daten zeigten, dass ein Verhältnis von 1:4 für die Phytoplanktonproduktion in Teichen von Vorteil war. Tierische Ausscheidungen sind nicht nur ein leicht zugänglicher und preiswerter Dünger, sondern auch eine nährstoffreiche Ressource, die 72-79% des Stickstoffs und 61-87% des Phosphors enthält, der ursprünglich an das Tier verfüttert wurde (Taiganides, 1978). Hühnermist besitzt nach Misra & Hesse (1982) je nach Herkunft ein N/P-Verhältnis von 1.9 bis 2.6. Im Vergleich hierzu zeigt Rindermist ein Verhältnis von 2.2 bis 7.3, jedoch bei wesentlich geringeren Gesamtgehalten. Laut Schroeder (1980) liegt die maximale Menge an Tiermist, die ein Teich ohne unerwünschte anaerobe Effekte sicher verarbeiten kann, bei etwa 100-200 kg Trockenmasse/ha/Tag oder 70-140 kg organischer Substanz/ha/Tag.



Organische Düngemittel werden zersetzt zu anorganischem Kohlenstoff (meist CO<sub>2</sub>) und anorganischem Stickstoff durch eine Vielfalt an aquatischen Pilzen, Bakterien und Protozoen (Morsi et al., 2014) abgebaut. Boyd und Lichtkoppler (1979) bemerkten, dass Wasser mit einer Gesamtalkalität von 20 bis 150 mg/L geeignete Mengen an Kohlendioxid enthält, um eine ausreichende Planktonproduktion für die Fischzucht zu ermöglichen. In RPE-Experimenten mit Karpfenbesatz zeigten sich erhöhte ortho-Phosphat-Werte im Wasser erst ab einer Zugabemenge von 12 t/ha Hühnermist, während 10 t nur geringfügig höhere Werte als die unbehandelte Kontrolle aufwies (Kour et al., 2015). Metzger und Boyd (1980) gaben an, dass auch nach vielen Jahren der Bewirtschaftung mit Düngung den Teichen Phosphor zugesetzt werden muss, um eine hohe Primärproduktivität zu erhalten.

Dies schien sich auch für die eher eutrophen Karpffenteiche des Aischgrundes zu bestätigen. Alle Versuchsgruppen lagen in den fischfreien RPE beim Gesamtstickstoffgehalt unter oder gleichauf mit den Kontrollansätzen. Insgesamt kann der N-Gehalt im Wasser als niedrig, aber nicht limitierend für das Wachstum an Phyto- und Zooplankton eingeordnet werden. Keine organische Düngung brachte während der Versuchsdauer eine signifikante Erhöhung von Stickstoff im Wasser mit sich. Der Gehalt an Gesamt-Stickstoff war im Aischgrund im August signifikant höher als in den Tirschenreuther Teichen. Hier stieg auch der Nitratwert im Sommer stärker an. 2017 konnte im Verlauf des Sommers eine Zunahme an Gesamtstickstoff im Aischgrund gegenüber Tirschenreuth beobachtet werden. Der Kohlenstoffgehalt zeigte ein zur trophischen Einstufung der Versuchsteiche reverses Bild. Hinsichtlich der Karbonathärte waren im Versuchszeitraum zwischen den Gruppen in den fischfreien RPE (2016) keine Unterschiede feststellbar. Der Wert lag zwischen 1.2 und 2 mmol/L Carbonat, was eine Kohlenstoff-Untersättigung anzeigt. Verglichen hiermit lagen die Werte mit 4-5 mmol/L in den besetzten RPE (2017), in den als nährstoffarm einzuordnenden Versuchsteichen, im Bereich als fruchtbar einzustufende Gewässer. Der Karbonatgehalt war in den Tirschenreuther Teichen äußerst gering. Aber auch die Aischgründer Teiche wiesen im Mittel ein recht kohlenstoffarmes, weiches Wasser auf. Ein Mangel an Kohlenstoffverbindungen ist jedoch aufgrund des leichten Anstiegs der Karbonathärte zumindest während der Wachstumsperiode 2017 in beiden Regionen nicht anzunehmen. Die niedrigen C-Gehalte in Abwachsteichen konnten mit Blick auf die Karbonatgehalte durch Stroheintrag, ebenso wie die Gehalte an Gesamtstickstoff, zunächst nicht entscheidend beeinflusst werden. Bei Versuchswiederholung 2017 konnte aber eine signifikante Steigerung der Karbonathärte mittels Strohdüngung erzielt werden.

Der mittlere Gehalt an Gesamt-Phosphat in den fischfreien RPE (2016) zeigte nach, zunächst für einen nährstoffreichen Teich niedrigen bis normalen Werten, zu Beginn des Versuches unter 0.4 mg/L einen klaren Anstieg im Sommer. Gärreste und Mist sorgten dabei langfristig für einen messbaren Eintrag. Die Werte für Gesamtphosphat verdeutlichten den eher geringen Gehalt an P-Verbindungen auch in den beiden nährstoffarmen Teichen. Dieser konnte durch keine der angewandten Fertilisationsmethoden über das Maß dessen, was in den Ansätzen auch verbraucht (Fischbesatz) wurde, erhöht werden. Die Konzentration an gelösten ortho-Phosphat-Verbindungen, mit Werten von zumeist unter 0.1 mg/L, verdeutlichte, dass auch in den besetzten RPE (2017) ein Mangel an verfügbarem Phosphor vorherrschte. Stroheintrag konnte den ebenfalls sehr geringen Gehalt an Phosphat in Abwachsteichen im Juli 2016 etwas erhöhen, wohingegen dies im Folgejahr erst im September vergleichbar ersichtlich wurde. Hier stiegen die P- wie auch die N-Werte während der Wachstumsperiode an, blieben im Falle von Phosphat jedoch unter 0.5 mg/L. 2017 sank der Gehalt an ortho-Phosphat in strohgedüngten und den respektiven Kontrollteichen gleichermaßen praktisch auf Null ab. Messungen von ortho- und Gesamt-Phosphat im Rahmen des Monitorings zeigten auch, in den beiden beprobten Teichwirtschaftsgebieten mit teils weit unter 0.3 mg/L, für Fischproduktionsgewässer zu niedrige Werte. Bioverfügbarer Phosphor kann daher bei Betrachtung

## STEIGERUNG DER NATURNÄHRUNG IN DER KARPENTEICHWIRTSCHAFT

der 2017 ermittelten Messwerte in Teichen beider Regionen für Gesamtphosphat und ortho-Phosphat als limitierender Faktor für die Naturnahrungsproduktion angenommen werden.

Bezüglich des erwähnten, für die Primärproduktion ausschlaggebenden, optimalen N/P-Verhältnisses von 0.16 lässt sich in unseren RPE-Versuchen feststellen, dass dieses, abgesehen von den niedrigen Absolutwerten für Phosphat, wesentlich geringer war (Abb. 163). Das Einbringen organischer Düngung (außer Grasschnitt) im RPE-Versuch ohne Fische konnte das Verhältnis messbar erhöhen, wobei aber auch erst im späten im Verlauf des Sommers Werte über 0.15 erreicht wurden. Die Mistgaben im RPE-Versuch mit Fischbesatz 2017 brachten ebenfalls eine Erhöhung des Quotienten gegenüber der unbehandelten fischfreien Kontrolle, was sich ab August jedoch umkehrte (Abb. 164). Die Werte für den P/N-Quotienten in der ungedüngten Kontrolle mit Fischbesatz verdeutlichen, verglichen mit der fischfreien Kontrolle, den starken Einfluss des Fischbesatzes auf die Nährstoffverfügbarkeit.

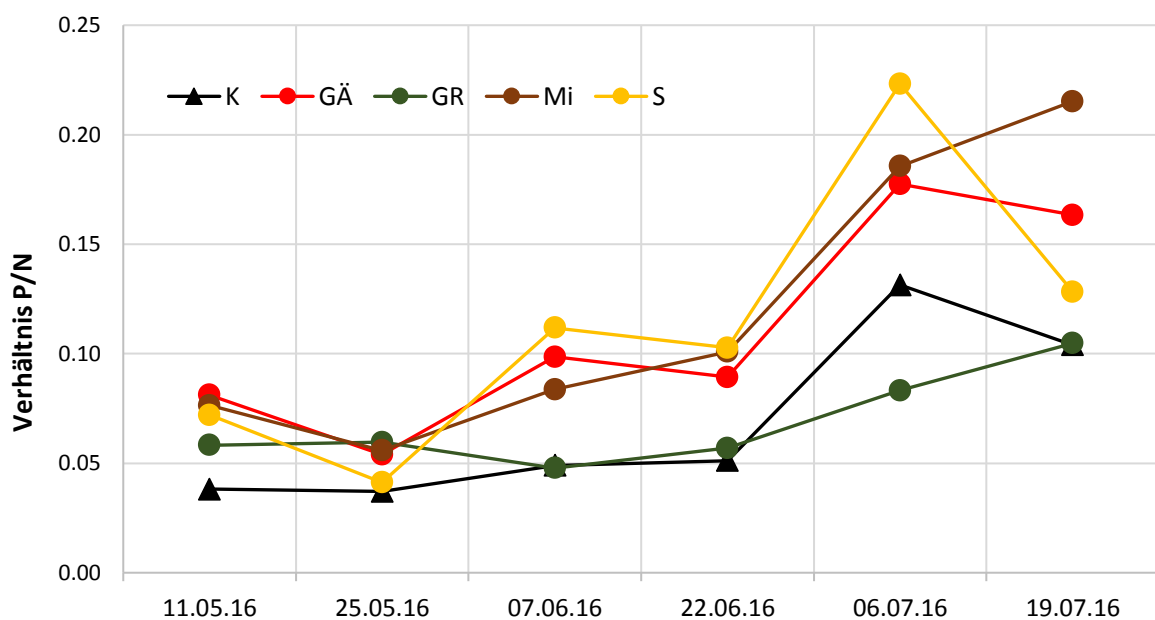


Abb. 163: Verlauf des Verhältnisses von Phosphat zu Stickstoff (jew. gesamt) in Düngerversuchen in RPE ohne Fische im nährstoffreichen Teich (K = Kontrolle, GÄ = Gärreste, GR = Grasschnitt, Mi = Rindermist, S = Stroh).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFEITEICHWIRTSCHAFT

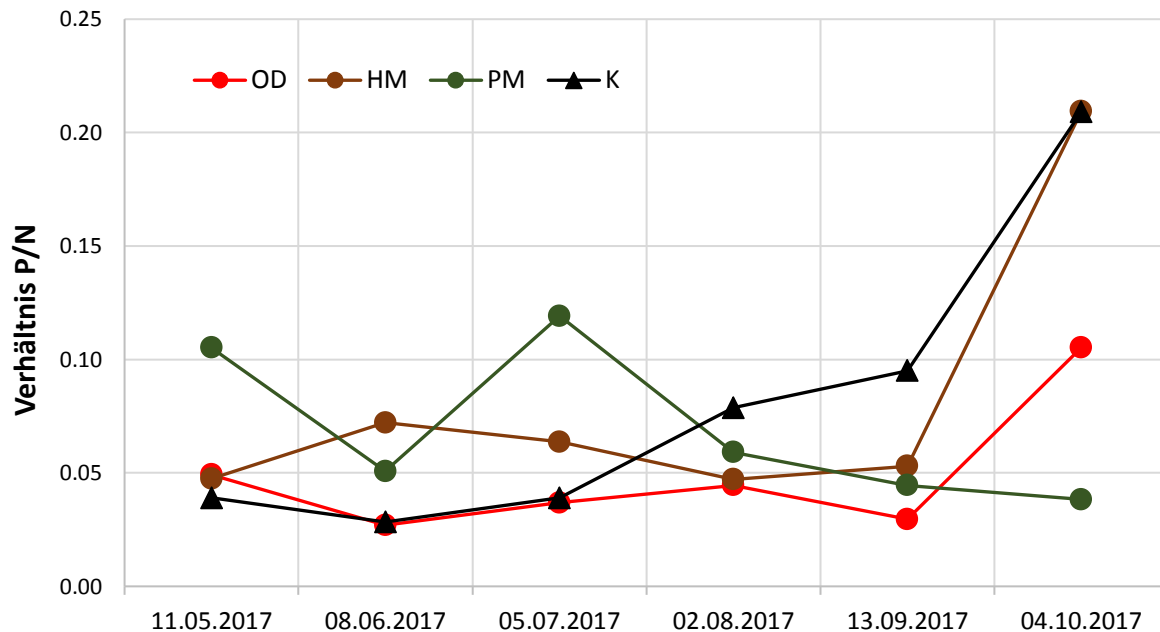


Abb. 164: Verlauf des Verhältnisses von Phosphat zu Stickstoff (jew. gesamt) in Wasserproben aus Düngeversuchen mit RPE, mit Fischbesatz, im nährstoffarmen Teich. (K = Kontrolle ohne Fische, OD = Ohne Düngung, PM = Pferdemit, HM = Hühnermist).

Im Rahmen des Monitorings der beiden unterschiedlich nährstoffreichen Karpfenteichgebiete in Bayern war insbesondere im Jahr 2017 ersichtlich, dass sich die beprobten Teiche beider Regionen auch weit unterhalb eines günstigen P/N-Verhältnisses befanden (Abb. 165). Auch hieraus lässt sich somit ein generelles Phosphatdefizit in besetzten Teichen ableiten, was der Teichwirt zur Steigerung der Naturnahrungsproduktion seines Teiches optimieren sollte. Aus diesem Grund wurde 2017 der phosphatreiche Hühnermist zur organischen Düngung in den Testansätzen verwendet, was auch eine leichte Steigerung des Ertrags gegenüber Pferdemit erbrachte.

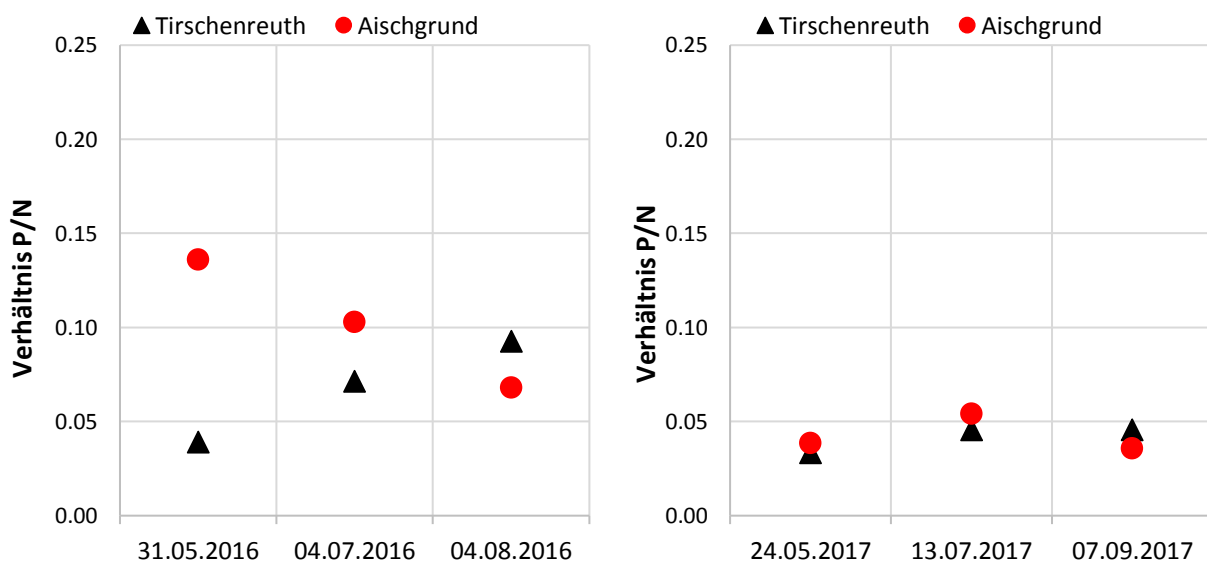


Abb. 165: Verhältnis von Phosphat zu Stickstoff (jew. gesamt) ermittelt aus Teichwasserproben im Zuge des Monitorings der zwei bayerischen Karpfenteichwirtschaftsgebiete

## Organische Düngung und Teichbodenqualität

### Nährstoffgefüge

Durch die Düngemaßnahmen in der Teichwirtschaft wird versucht, den Naturertrag zu erhöhen oder auch das Milieu im Teich für Fische zu verbessern. Mit der Ausbringung von Nährstoffen sollen im Optimum die Produktion an Fischen und deren Qualität erhöht werden und möglichst keine nachteiligen Auswirkungen auf die Umwelt entstehen. Daher wurde neben dem Einfluss der Düngung auf das Wasser auch der Einfluss auf die Zusammensetzung des Teichbodens am Ende der Produktionsperiode betrachtet. In dieser Studie wurden bei den Düngerversuchen ohne bzw. mit Fischbesatz keine signifikanten Unterschiede zwischen den gedüngten Gruppen und den ungedüngten Gruppen festgestellt. Allerdings ist eine Tendenz zu höheren Gehalten an Ct, Corg und Nt in den Gruppen Mist und Gärreste im fischfreien Versuch, Mitte der Produktionsperiode, zu erkennen. Bei den mit Fischen besetzten Varianten waren diesbezüglich am Ende der Produktionsperiode keinerlei Unterschiede vorhanden. Wezel et al. (2013) untersuchten in insgesamt 83 Teichen von 2007 bis 2009, neben dem Einfluss von verschiedenen Teichmanagementmaßnahmen (Fütterung, Düngung und Kalkung) auf die Wasserqualität, auch den Einfluss auf die Qualität der Teichböden. Insgesamt bestätigen Sie einen nur begrenzten Einfluss von Teich-Managementmaßnahmen auf die chemische Qualität von Teichwasser und –sediment. Lediglich bezüglich des pflanzenverfügbaren Phosphors stellen sie eine signifikante Erhöhung bei Düngung fest. Dies kann durch unsere Ergebnisse nicht bestätigt werden.

### Mikrobielle Aktivität

Bezüglich der mikrobiellen Aktivität oder des Gehaltes des Teichbodens an mikrobieller Biomasse gibt es bislang keine Untersuchungen und es finden sich in der Literatur keine Hinweise. Durch die organische Düngung konnte kein signifikanter Effekt auf die mikrobielle Aktivität oder die mikrobielle Biomasse festgestellt werden. Der größte Einfluss war hier gegeben durch den Einfluss des Fischbesatzes. In den fischfreien Teichen waren die Werte deutlich und meist signifikant niedriger als in den besetzten Gruppen. Ähnliche Unterschiede finden sich in Teichen, die ständig belüftet waren im Vergleich zu nicht belüfteten Teichen im sogenannten Belüftungsversuch. Bei letzterem wurde offensichtlich neben der Wasserbelüftung auch Sediment bewegt. Dies war nach der Abfischung anhand der Modellierung des Teichbodens ersichtlich. Die Aktivität der Fische sowie die mechanische Verwirbelung von Wasser und Sediment führen daher zu ähnlichen Ergebnissen und einer Verbesserung der Aktivität der Mikroorganismen im Teichboden.

## Einfluss organischer Düngung auf Karpfennährtiere

### Phytoplankton

RPE-Experimente z.B. zur Erfassung des Phytoplanktonaufkommens und dessen Beweidung durch Crustaceen wurden von anderen Autoren beschrieben (z.B. Pérez-Martínez & Cruz-Pizarro, 1995). In unserem Vorhaben wurde diese Methodik speziell auf die Karpfenteiche und die Fragestellung der Steigerung der Naturnahrung hin optimiert. Stroh- und Grasgaben zeigten in den fischfreien RPE einen tendenziell positiven Effekt auf die Phytoplankton-Produktion. Die Gabe von Gärresten stellte sich, im Vergleich mit den Kontrollansätzen, eher als nachteilig dar. Detektiert wurde bei diesen Ansätzen eine etwa gleichbleibend hohe Algenkonsum-Aktivität („grazing“) vor den Beprobungen ohne deutliche Gruppenunterschiede. Insgesamt konnten nur geringe Mengen an Phytoplankton in den speziell hierfür genommenen Schöpfproben gefunden werden. Eine Abundanzbewertung einzelner Gruppen war nicht möglich. Einzelne, kurz andauernde Algenblüten, bestanden vornehmlich aus häufigen solitären Grünalgen. Gruppenunterschiede konnten hierbei nicht beobachtet werden. Ohne Fische war ein durchweg geringeres Phytoplanktonaufkommen

festzustellen, was möglicherweise auf deren Wühlaktivität und die damit verbundene Nährstofffreisetzung und v.a. auf das wesentlich stärkere Aufkommen an Makrophyten in den fischfreien RPEs zurückzuführen war. Es zeigt sich hier deutlich die Konkurrenz zwischen Makrophyten und Phytoplankton.

Es zeigte sich, dass das Phytoplankton zu Beginn der Düngung in den mit Karpfen besetzten RPE deutlich von dem Hühnermist-Eintrag profitierte. Im Rahmen des Monitorings konnte ein Unterschied im Phytoplanktonaufkommen der beiden beprobten Teichwirtschaftsgebiete nicht gefunden werden. In beiden Gebieten stieg 2017 das Aufkommen an Phytoplankton in den bewirtschafteten Teichen während der Wachstumsperiode an. Strohdüngung erzeugte in Abwachsteichen einen höheren Gehalt an Phytoplankton im Juli 2017. Dies kann sowohl auf den C-Eintrag sowie die Struktureinbringung zurückführbar sein. Allerdings ließ sich, zumindest im Juli 2017, auch ein deutlich positiver Zusammenhang zwischen Strohdüngung und dem Aufkommen an Cyanobakterien in den Abwachsteichen herstellen. In den mit Fischen besetzten RPE-Ansätzen konnte, wegen der Trübung und dem Makrophytenwachstum, in den RPE ohne Fischbesatz nur äußerst geringes Phytoplanktonwachstum beobachtet werden.

### Rotatorien

Die Strohgabe zeigte tendenziell einen positiven Effekt auf das Rotatorien-Aufkommen im Sommer, im nährstoffreichen Teich. In fischfreien RPE erzeugte diese hingegen in den Abwachsteichen geringere Rotatoriendichten. Dies könnte auf die mit dem Substrat eingebrachte Struktur zurückzuführen sein, welche diese Tiere und deren Aufwuchsnahrung einerseits begünstigt, im großen Teich in entsprechender Zugabemenge aber durch seine algizide Wirkung für die Rädertiere selbst bzw. für deren Nahrungsorganismen eine leicht toxische Wirkung hat bzw. andere konkurrierende Organismen begünstigt. Versuche zur Steigerung des Aufkommens von Rotatorien in Vorstreckteichen wurden bereits seit langem durchgeführt (Tamas & Horvath, 1975). Auch die Gründüngung wurde bereits in der Vergangenheit angewandt. In Teichen die bekanntermaßen kaum Algenblüten produzieren, pflanzen einige Produzenten im Frühherbst eine Kulturpflanze wie Roggen auf dem Teichboden und überfluten den Teich im folgenden Frühjahr (Ludwig et al. 1998). In den Versuchen dieser Studie zur Frühjahrsdüngung v.a. mittels Gründüngung wurde dies aufgegriffen und der Fokus gezielt auf die frühe Vermehrung von Rädertierchen gelegt. Grund hierfür ist ein grosses ökonomisches Potential in der Aufzucht von Zandern in der Teichwirtschaft. Die Vermehrung erfolgt häufig noch unkontrolliert in den oft schon länger bespannten Abwachsteichen. Gerade Zanderjungbrut ist sehr klein und benötigt bereits Ende April feinste Erstnahrung. Rädertierchen stellen eine wichtige Nahrungsgrundlage für die kleinsten Larven frühjahrslaichender Fische dar und sind in der Lage, durch Konsum von Bakterien und Kleinstlebewesen wie Ciliaten bereits zeitig im Frühjahr schnell Nährstoffe umzusetzen. Rotatorien haben eine so kurze Lebensdauer, dass ihre maximale Fortpflanzungszeit nur 3.5 Tage anhält, während Cladoceren und Copepoden jeweils eine Lebensdauer von ca. 50 Tagen haben. Rotatorien und Cladoceren konkurrieren um eine kleinere Nahrungspartikel, während Copepoden nicht nur größere Partikel zu bevorzugen scheinen, sondern auch selektiver in der Wahl ihrer Nahrung sind. Copepoden und Cladoceren haben dabei einen trophischen Vorteil gegenüber Rotatorien (Geiger, 1983).

Bereits im Vorabversuch in kleinen Teichen konnten sehr hohe Rotatoriendichten vorgefunden werden, wobei Gründüngung und Mistgabe, gleich zu Beginn Mitte April, eine deutliche Steigerung der Abundanzen erbrachten. Die Steigerung durch diese organischen Düngemittel konnte auch im Versuch mit RPE im Folgejahr bestätigt werden. Heu war dagegen einer positiven Rotatorienentwicklung nicht zuträglich, was auch für die Entwicklung kleiner Copepoden in diesem Versuch galt. Auch in dem im Folgejahr etwas später im April begonnenen Versuch mit kleinen KRPE waren die Gründüngung mit Roggen wie auch die Applikation von Mist (Hühnermist in Verbindung

mit Vinasse) erfolgreiche Strategien um die Rotatorienzahlen etwa zwei Wochen nach Bespannung im Frühjahr signifikant zu steigern. Das Aufkommen scheint dabei stark temperaturabhängig zu sein, was der Teichwirt hinsichtlich des Besatzzeitpunktes berücksichtigen muss.

### Crustaceen

Die nährstoffreicheren Teiche im Aischgrund erbrachten 2016 signifikant höhere Abundanzen an Cladoceren und eine insgesamt höhere Zooplankton-Biomasse als die Teiche in Tirschenreuth. Dies konnte sogar trotz regulärem Fischbesatz eindeutig festgestellt werden. Jedoch ergab das Jahr 2017 ein völlig gegensätzliches Bild, sowohl für das Cladoceren- als auch das Copepoden-Aufkommen. Das Trockengewicht an Copepoden war in Tirschenreuth in den ersten zwei Probennahmen deutlich höher als im Aischgrund. Hinsichtlich des ermittelten Biovolumens der Cladoceren änderte sich das extrem unterschiedliche Verhältnis in beiden Gebieten zwischen Mai und Juli. In Tirschenreuth waren die Verluste an Fischen deutlich höher als im Aischgrund. Dieses wird in der Regel erst bei den Abfischungen festgestellt. Eine deutlich bessere Entwicklung des Zooplanktons in Tirschenreuth im Jahr 2017 kann viele Ursachen haben. Möglicherweise sind die Verluste bei den Fischen früher in der Produktionsperiode aufgetreten.

Die RPE-Versuche sollten die Möglichkeit eruieren, das bereits gute Aufkommen an Nährtieren in typischen Aischgründer Karpffenteichen durch organische, nachhaltige Düngung noch zu steigern. Die Ausbringung von Tiermist erhöht das Bakterienwachstum im Wasser, was nicht nur den Abbau organischer Stoffe beschleunigt, sondern auch als direkte Nahrung für das Zooplankton dient (FAO). Dies wird in anderen Ländern seit längerem in der intensiven Aquakultur praktiziert, wohingegen hierzulande in der Vergangenheit Teiche vornehmlich mit anorganischen Stoffen (Kalium-, Phosphatsalze) (Demoll, 1925; Probst, 1934; Walter, 1934; Bank, 1967) gedüngt wurden. Andere Autoren fanden selbst nach intensiver P-Düngung keinen Steigerungseffekt auf das Phyto- und Zooplanktonaufkommen (Heisig-Gunkel, 1981). Eine Steigerung der Naturnahrung hängt somit von vielen lokalen Faktoren ab, welchen man mit einer angepassten organischen Düngung als komplexes Struktur- und Stoffgemisch am besten und ökologisch nachhaltigsten begegnen kann. Zooplankton-Organismen üben einerseits über das direkte „grazing“ von Algen, sowie über die Nährstoff-Rezyklierung einen Einfluss auf das Aufkommen und die Zusammensetzung des Phytoplanktons aus (Pérez-Martínez & Cruz-Pizarro, 1995). So setzt das Zooplankton wiederum für Algen leicht verwertbaren P frei. Temperatur-Photoperioden-Wechselwirkungen wirken sich dabei signifikant auf die Lebenserwartung der Cladoceren, ihr Alter bei Erreichen der Reproduktionsreife und die Anzahl der pro Tag produzierten Jungen aus (Armitage & Landau, 1982).

Das klare Wasser in den fischfreien RPE erbrachte sehr große Mengen an Zooplankton-Biomasse. Diese abgeschlossenen Einheiten konnten durch die Absenz von Fischen als Endkonsumenten und die somit vorherrschenden unbeeinflussten Nährstoffkreisläufe die intrinsische Produktivität des Teiches sichtbar machen. In diesen RPE ohne Besatz konnte keine organische Düngung das Aufkommen an Zooplankton signifikant erhöhen, es ließen sich jedoch gewisse Tendenzen erkennen. So konnte etwa die Zugabe von Gärresten zu Versuchsbeginn die Cladoceren-Abundanz gegenüber der unbehandelten Kontrolle im Mittel etwa verdoppeln. Bezüglich der Zooplankton-Biomasse war eine positive Tendenz bei den P und N-dichten Substraten (Gärreste, Mist) im Juni zu verzeichnen. Alle Düngeansätze zeigten eine geringere Produktion von Copepoden und deren Nauplien im nährstoffreichen Teich im Juni 2016. Strohgabe unterband deren Aufkommen am deutlichsten oder hatte, wie in den Abwachsteichen, keinen messbaren Effekt auf diese Nährtier-Gruppe. In den Abwachsteichen konnte mit Strohdüngung eine Steigerung der Cladoceren-Individuendichte im Juni erzeugt werden, was jedoch eine signifikant geringere Biomasse im August zur Folge hatte. Die Versuche zur Gründüngung weisen des Weiteren darauf hin, dass eine Frühjahrsdüngung das Aufkommen an Crustaceen nicht begünstigt. Deren Aufkommen nahm in beiden

Versuchsdurchläufen, jedoch auch in den unbehandelten Kontrollen, zwischen April und Mai ab. Dies könnte der Konkurrenz mit der zunehmenden Zahl an Rotatorien geschuldet sein, da diese um Nahrung konkurrieren. Die Frühjahrsdüngung und deren Zeitpunkt sollte demnach der Größe der zu besetzenden Fischbrut angepasst werden.

In RPE mit Fischbesatz konnten die Zugaben von Hühnermist und Pferdemist die Individuendichten an planktischen Crustaceen zu Sommerbeginn im Juni messbar steigern, wobei im Falle von Pferdemist die Erhöhung erst zeitversetzt einsetzte und hinsichtlich der Copepoden ab August kein Effekt mehr zu verzeichnen war. Ab Juli erzeugte die Pferdemist-Gabe eine Steigerung der Cladoceren-Biomasse, Hühnermist wirkte dagegen eher kurzfristig auf die Zooplankton-Biomasse. Es konnten nur die bis zum Probetermin von den Fischen nicht konsumierten Individuen in den RPE ausgewertet werden, was die Abundanzanalysen und die Biomasse-Analyse erschwert bzw. deren Aussage schmälert. Gemessen werden konnte daher nur der nicht konsumierte „Überstand“ an Zooplankton.

### Benthische Nährtiere

Verschiedene Nährtierklassen im Teich werden von den Habitatbedingungen im Teich unterschiedlich beeinflusst. Bodentiere profitieren dabei von diversen Faktoren wie Sauerstoffgehalt und Bodenstruktur. Im Gegensatz zu den Cladoceren waren benthisch vorkommende Chironomidenlarven in den Proben aus den Teichen um Tirschenreuth im Zeitraum Juni und Juli in deutlich höherer Zahl präsent als im Aischgrund. Die ermittelte Biomasse benthischer Nährtiere war 2016 im Aischgrund im Mittel stets höher als in Tirschenreuth. 2017 war dies aber nur für die Oligochaeten bei Probennahme im September der Fall. Möglicherweise wurde in Tirschenreuth bedingt durch die höheren Fischverluste 2017 weniger Bodentiere konsumiert. Das Aufkommen an Oligochaeten konnte experimentell nur mit der Gabe von Gärresten und Rindermist im nährstoffreichen Teich in fischfreien RPE bis in den Frühsommer deutlich erhöht werden. Später im Juli zeigten die strohgedüngten Ansätze bei Beprobung mit dem Sedimentgreifer hinsichtlich der Schlammröhrenwurm-Populationen die höchsten Individuendichten, was sich wiederum unter Verwendung der Sampling-Methode per Kescher (höhere Individuenzahlen pro Probe) völlig entgegengesetzt darstellte. Im nährstoffreichen Teich erbrachten die nährstoffdichten Naturdünger Gärreste und Mist, eine Steigerung des Aufkommens an Chironomidenlarven gegenüber der ungedüngten Kontrolle, was jedoch bis Juli verglichen mit der Kontrollgruppe ausgeglichen wurde. Keine organische Düngung konnte in den fischfreien RPE unter den eutrophen Bedingungen des Teichbodens die gemessene Benthos-Biomasse in relevantem Ausmaß erhöhen. Die organischen Düngemethoden bei Fischbesatz ließen durch die Fraßtätigkeit keine Steigerung der Individuenzahlen an Bodennährtieren erkennen.

In Abwachsteichen mit Strohdüngung waren in der Wachstumsperiode im Juni zunächst höhere Abundanzen und Biomasse an Oligochaeten vorzufinden, was sich ab Juli aber umkehrte. Hier waren in den Kontrollteichen, im Mittel, mehr Schlammröhrenwürmer präsent. Sowohl Chironomiden als auch Oligochaeten nahmen in diesen, mit Karpfen besetzten Teichen, bis August auf recht geringe Individuendichten ab. Dies geschah vermutlich wegen dem Konsum durch die Fische. Dies konnte die Strohdüngung, gemessen an den Abundanzen übriger Bodennährtiere, nicht messbar kompensieren. Andere Insektenlarven, außer denen der Chironomiden, profitierten ebenfalls nur zu Beginn von der Strohdüngung in Abwachsteichen.

## Fischertrag nach organischer Düngung

Die RPE im Jahr 2016 wurden auf einem Teichboden mit leicht überdurchschnittlicher Versorgung an Nährstoffen eingerichtet. Die Gehalte an  $P_2O_5$ -CAL betragen hier 23.8 mg/100 g Boden. Die Auswirkungen der dort eingebrachten organischen Düngemittel, im Hinblick auf die Wasserqualität, Benthos und Plankton waren gering. Zum möglichen Einfluß auf den Fischertrag lassen sich hier keine Aussagen machen, da die RPE im ersten Jahr ohne Fischbesatz blieben. Im Folgejahr wurden die 24 RPE in zwei Teichen mit deutlich niedrigerem Gehalt des Teichbodens an Nährstoffen installiert und in 3 Gruppen mit Fischen besetzt. Der Gehalt an  $P_2O_5$ -CAL betrug hier lediglich 13.4 mg/100g. Hier zeigte sich eine deutliche Auswirkung der Düngung auf den Fischertrag (Zuwachs).

Der Unterschied zwischen den gedüngten Gruppen (organischer Dünger 3t/ha) im Vergleich zu nicht gedüngten Gruppen stieg im Durchschnitt auf mehr als 200 kg/ha. Der Ertrag (Zuwachs) an 2-jährigen Karpfen in der Gruppe, in der keine Düngung durchgeführt wurde, betrug  $551 \pm 117$  kg/ha, und der Ertrag in der Gruppe, in der Pferdemist verwendet wurde, betrug  $741 \pm 108$  kg/ha bzw.  $772 \pm 56$  kg/ha für Hühnermist. Bei einem Gehalt des Teichbodens von 13.4 mg/100 g  $P_2O_5$ -CAL konnte so der Ertrag spürbar gesteigert werden. Eine exakte Interpretation ist erschwert durch unterschiedliche Verluste in den Gruppen. Die Verluste bzw. ein eventuelles Entkommen aus den RPE geschahen unbemerkt, so dass der Zeitpunkt der Verluste nicht bekannt ist. Sie waren in der Kontrolle mit 15% am höchsten und betragen in der Gruppe PM 4% und in der Gruppe HM 10%. Würde der Ertrag theoretisch ohne Verluste berechnet werden, unter der Annahme gleicher Stückgewichte (Verluste am Ende der Versuchsperiode), wäre die gleiche Reihung in den Erträgen zu verzeichnen. Diese betrügen 648 kg/ha in der Kontrolle, 772 kg/ha bei Düngung mit Pferdemist und 858 kg/ha bei Düngung mit Hühnermist. Bei dieser Kalkulation liegt der Ertrag bei Ausbringung der Gruppe mit phosphorreicherem Hühnermist noch deutlicher vor dem Pferdemist. Wären die Fische zu einem früheren Versuchszeitpunkt verwendet, so hätten die Fische in der verlustreichsten Kontrollgruppe wegen der geringeren Stückzahl in den RPE einen deutlicheren Wachstumsvorteil im Vergleich zu den Gruppen HM und PM gehabt. Das Stückgewicht müsste dann in der Kontrolle tendenziell nach unten korrigiert werden. Das Ergebnis hat daher im Grunde Gültigkeit, auch wenn aufgrund unterschiedlicher Verluste eine exakte Bewertung erschwert ist.

Der Gehalt des Teichbodens an Nährstoffen ist ein wichtiger Vorratsspeicher für die ineinander verwobenen Vorgängen im Wasser und der Entwicklung von Nährtieren. Unter geeigneten Milieubedingungen kommt es zur Freisetzung von Phosphor und anderen Nährstoffen im Wasser. Es stellt sich die Frage, ob nicht der Gehalt an  $P_2O_5$ -CAL ein geeigneter Parameter ist, um die Düngebedürftigkeit von Teichen zu beurteilen. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf. Schlumberger (2002) zeigte, dass die Erträge selten höher als 600 kg/ha in Karpffenteichen sind, wenn nur die Wasserdüngung in der Teichwirtschaft ohne Zufütterung angewendet wird. In den RPE hatten wir jedoch höhere Erträge bezogen auf ein Hektar. Die Aussage von Schlumberger (2002) entspricht unseren Ergebnissen aus den Versuchsteichen mit Strohdüngung. In unseren Versuchen wurde eine leicht höhere Ausbeute an marktfähigen Karpfen (drei Jahre alt) mit Strohdüngung ( $469 \pm 130$  kg/ha) im Vergleich zu nicht gedüngten Teichen ( $301 \pm 47$  kg/ha) im Jahr 2017 beobachtet. Diese Beobachtungen wurden im Jahr 2018 trotz widriger Versuchsbedingungen bestätigt. Höhere Zuwachsraten sind hier möglicherweise neben einem erhöhten Nährtieraufkommen mit in den besseren Umweltbedingungen bei Strohdüngung begründet. Die Fertilisation von Teichen mit Kuhdung brachte einer Studie zufolge fast so viel Steigerung der Karpfenproduktion pro Fläche wie Getreidefütterung (Noman et al., 2011).

Darüber hinaus hängt die Ertragssteigerung neben der Düngung in den Teichen auch stark von den geotypologischen und klimatischen Bedingungen ab. Dies wird durch unsere Beobachtungen bei den



Erhebungen beim Monitoring in den Teichgebieten Aischgrund und Tirschenreuth bestätigt. Die Naturerträge der Teiche in beiden Regionen waren unterschiedlich. Im Aischgrund war der Naturertrag etwa doppelt so, hoch im Vergleich zu den Teichen im Raum Tirschenreuth. Dabei sind wohl die unterschiedlichen Standortbedingungen und hierbei in erster Linie das Klima und die unterschiedlichen geologischen Verhältnisse entscheidend. Die Region Aischgrund hat bei einer Lage von 265 m über Normalnull und einer durchschnittlichen Jahresdurchschnittstemperatur im 25-jährigen Mittel von 9.5°C ein deutlich milderes Klima als der Raum Tirschenreuth mit einer durchschnittlichen Lage von etwa 540 m über Normalnull bei einer durchschnittlichen Jahrestemperatur im 29-jährigen Mittel von lediglich 7.8°C (Bay. Landesanstalt für Landwirtschaft, 2019). Lediglich die Niederschläge ähneln sich und liegen im Aischgrund mit 624 mm vs. 665 mm geringfügig niedriger. Diese klimatischen Unterschiede finden sich auch in den gemessenen Temperaturen des Teichwassers wieder, die im Aischgrund im Mittel 1.3°C höher lagen mit 19.8°C im Vergleich zu Tirschenreuth mit 18.5°C.

Ein wichtiger Parameter der Teichfruchtbarkeit ist das Säurebindungsvermögen (SBV) bzw. die Carbonathärte. Die Unterschiede in der Geologie des Untergrundes finden sich auch hier in der Wasserqualität. Im Aischgrund war die Karbonathärte im Mittel mit 2.9 mmol/L deutlich höher als in Tirschenreuth mit 1.2 mmol/L. Einer der Indikatoren für gesunde oder sich in gutem Zustand befindliche Fische ist der Fulton's Konditionsfaktor (FK). Unsere Ergebnisse für den FK stimmen mit anderen Studien (Másílko et al., 2015) überein. Insgesamt wiesen die nur mit Naturnahrung aufgewachsenen Karpfen (FK 2.8 – 3.8) etwas niedrige Werte auf als mit Getreide zugefütterte Karpfen (3.9 – 4.1). Dies steht im Einklang von Untersuchungen von Másílko et al., 2015. Außerdem wurde in unserer Studie beobachtet, dass 2-jährige Karpfen einen niedrigeren FK-Wert aufweisen als 3-jährige Karpfen.

## Effekt alternativer Methoden auf die Steigerung der Naturnahrung und die Bodenqualität

### Teichbelüftung

Wie Untersuchungen von Oberle et al. (2019) zeigen, entsteht gerade bei starker Sonneneinstrahlung eine starke temperaturbedingte Schichtung in Karpffenteichen, die erst in der Nacht zum Zeitpunkt der Isothermie endet. Es kommt dann bei gleicher Dichte des Wassers zu einer Vermischung des Teichwassers. Einhergehend mit dieser Temperaturschichtung ist die Schichtung des Sauerstoffgehaltes. In der Studie von Oberle et al. (2019) konnte gezeigt werden, dass sich selbst an Tagen mit starker Sonneneinstrahlung am Teichgrund die Gehalte an Sauerstoff gegen 0 bewegen können und daher anaerobe Verhältnisse vorherrschen können. Anaerobe Verhältnisse sind für die Entwicklung von Bodenorganismen wie Insektenlarven eher abträglich, wohingegen Oligochaeten toleranter gegenüber niedriger Sauerstoffsättigung sind. Daher sollte in diesem Versuch geklärt werden, ob eine ständige Vermischung von Wasserschichten mit dem Ziel des Erhaltes aerober Bedingungen am Teichboden der Entwicklung der Naturnahrung bzw. des Naturertrages förderlich ist.

Dies konnte in dem durchgeführten Versuch so nicht bestätigt werden. Der Naturertrag und die Entwicklung des Zooplanktons war in den belüfteten Teichen nicht besser. Allerdings zeigte sich, jedoch erst bei den Abfischungen, dass es offensichtlich durch den Betrieb der Belüfter nicht nur zu einer Verwirbelung des Wassers sondern auch zu einer nicht beabsichtigten Verwirbelung des Teichbodens kam. So ist es erklärlich, dass die belüfteten Teiche stets eine grössere Trübung aufwiesen als die Vergleichsteiche. Diese Eintrübung des Teichwassers mit Teichsediment hat grosse Auswirkungen auf die Entwicklung von Fischnährtieren. Daher sind die hier festgestellten Ergebnisse

im Hinblick auf Fischertrag bzw. Nährtieraufkommen nicht allein mit der Belüftung und dem Vermischen von Wasser in Verbindung zu bringen.

Interessant ist, dass durch diese Art der Verwirbelung auch der Gehalt an mikrobieller Aktivität und die mikrobielle Biomasse in den Teichen mit Belüftung signifikant erhöht war im Vergleich zu den nicht belüfteten Teichen. Die Belüftung und damit einhergehende Verwirbelung des Sedimentes hatte daher einen sehr positiven Effekt auf Benthos und Mikroorganismen im Teichboden. Bodennährtiere hatten, im Gegensatz zum Vorkommen des Zooplanktons, im Sommer einen deutlichen Vorteil in den belüfteten Teichen in Hinblick auf deren Individuenzahlen.

Negativen Einfluss hatte die mechanische Belüftung auf die Parameter Ammonium-N und CSB, für welche im Vergleich zu den unbelüfteten Teichen, je leicht erhöhte Werte im Juli registriert wurden. Ebenfalls erhöhte Werte lagen für Nitrat- und Nitrit-Stickstoff in den belüfteten Teichen vor. Dies weist auf den Eintrag von organischer Substanz aus dem Sediment in den Wasserkörper hin. Die Gehalte an Gesamt-Phosphat, als auch an gelöstem ortho-Phosphat konnten durch die mechanische Verwirbelung ebenfalls deutlich erhöht werden. Es war zudem mehr Gesamt-Stickstoff messbar. Sichtbar war zudem die deutlich stärkere Trübung, was die photische Zone des Teiches verringert. Dennoch, sowohl der höhere Chlorophyll a-Gehalt, als auch der gemessene Wert für die vorhandenen Phaeopigmente unterstreichen eine höhere Primärproduktion an Phytoplankton in den belüfteten Teichen. Das Aufkommen an Zooplankton wurde durch die Belüftung, sowohl hinsichtlich der Biomasse wie auch der Abundanzen, jedoch negativ beeinflusst. Die dabei ermittelte Biomasse zeigte indes keinen deutlichen Unterschied. Auch hier waren die Teiche besetzt und der Konsum der Fische muss in die Betrachtung mit einbezogen werden. Ein Grund für das geringere Aufkommen an Cladoceren kann das mechanische „Aufschwemmen“ der Tiere sein, welche durch kleinste Luftblasen die sich im Carapax sammeln an der Oberfläche verbleiben.

### Auswirkung des winterlichen Trockenlegens, des Sömmerns sowie der Kalkung auf den Teichboden

Zur ordnungsgemäßen Teichwirtschaft gehört, wie es auch in zahlreichen Lehrbüchern (Bohl, 1997; Lukowicz, 2019; Geldhauser, 2011) beschrieben ist, das winterliche Trockenlegen von Teichböden. Es soll hierbei organische Substanz mineralisiert werden und dadurch auch die Naturerträge im Folgejahr steigen. Insgesamt stellte sich die Frage, ob ein winterliches Trockenlegen aufgrund der niedrigen Temperaturen überhaupt zu nennenswerten Umsetzungen durch die Mikroorganismen führen kann. Daher sollte auch das sommerliche Trockenlegen bewertet werden. Ebenso empfohlen wird die Kalkung zur Verbesserung der Mineralisierung der organischen Substanz.

Die Kalkung hat mehrere positive Auswirkungen, wie z.B. Desinfektion (Branntkalk) des Substrats durch kurzzeitige starke Erhöhung des pH-Wertes des Wassers. Der pH-Wert sollte sich dann zwischen 7-9 stabilisieren können, bevor Fische in den Teich gesetzt werden. Die Kalkung dient auch als pH-Puffer und erhöht die Verfügbarkeit von Kohlenstoff für die Photosynthese (FAO). Saure Böden binden oder halten den im Dünger enthaltenen Phosphor, wodurch er sich nicht im Wasser lösen kann, wo er jedoch vom Phytoplankton benötigt wird. Durch die Erhöhung des pH-Wertes von sauren Sedimenten schafft die Kalkung ein günstigeres Umfeld für das mikrobielle Wachstum und beschleunigt somit den Abbau und die Mineralisierung von organischer Substanz im Sediment (Huet, 1975; Miller, 1976; Boyd, 1982; Fast, 1986; Yamada, 1986). Als Parameter zur Bewertung des Erfolges der Maßnahmen dienen in dieser Untersuchung, der Gehalt an Organischer Substanz des Teichbodens sowie die Mikrobielle Biomasse und die Mikrobielle Aktivität im Teichboden.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFFENTEICHWIRTSCHAFT

Die Fragen der Umsetzungen sind nicht nur im Hinblick auf die Mineralisierung und Nährstofffreisetzungen zur Erhöhung der Teichfruchtbarkeit von Interesse, sondern sind auch von grosser Bedeutung im Hinblick auf die Reduktion von Schlammschichten in Teichen. Es können bei entsprechender Teichbewirtschaftung und hiermit verbundenem hohem Abbau organischer Substanz aufwendige Entlandungsmaßnahmen möglicherweise vermieden und so die Wirtschaftlichkeit der Teichwirtschaft erheblich verbessert werden. In vorliegender Untersuchung kam es durch die Trockenlegung zu einem deutlichen Rückgang der Schlammschichten. Dies war bereits nach dem winterlichen Trockenlegen der Fall und setzte sich im Sommer – jedoch abgeschwächt - fort. Dabei war es unerheblich, ob die Böden gekalkt waren oder nicht. Einhergehend mit dem Rückgang der Schlammschichten war der Rückgang des Wassergehaltes des Teichbodens. Bei keiner der vorliegenden Behandlungen (Winterliches Trockenlegen, Sömmern, Variante Nass, Variante Trocken, Kalkung) war jedoch, entgegen aller Erwartungen, ein nennenswerter Rückgang der organischen Substanz im Teichboden zu verzeichnen. In den Versuchspartellen im Teich sowie in den grossen Behältern hat sich teilweise in beträchtlichem Umfang Vegetation gebildet, mit einer entsprechenden Durchwurzelung des Teichbodens. Bei den kleinen Eimern hatte sich keine Vegetation gebildet. Bei der Ziehung der Bodenproben, bei den grossen Behältern, wurde versucht, sichtbare Wurzeln vom Boden zu entfernen. Dies war jedoch bei den Teichpartellen nicht möglich. Bei den kleinen Eimern war keine Durchwurzelung mangels Vegetation vorhanden. In Abb. 166 ist die vor der Ziehung der Bodenproben geerntete Masse an Vegetation von den einzelnen Versuchseinheiten dargestellt.

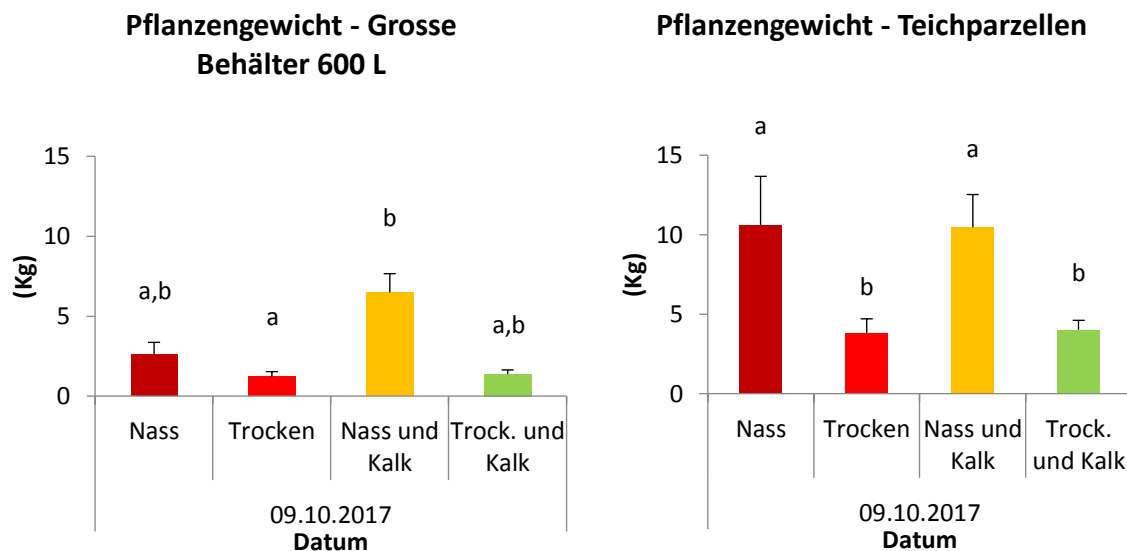


Abb. 166: Gewicht der abgeernteten Pflanzen (Frischmasse) in grossen Behältern und Teichpartellen pro m<sup>2</sup> am Ende der winterlichen Trockenlegung bzw. Sömmern im Teichboden- Experiment. Verschiedene Buchstaben beschreiben signifikante Unterschiede ( $P < 0.05$ ).

Die Entwicklung von Pflanzen war in den Versuchseinheiten mit Staunässe deutlich und meist signifikant höher als in den trockenen Versuchspartellen. In den nassen Versuchspartellen im Teich war eine deutlich stärkere Vegetation zu beobachten. Möglicherweise wird dadurch der deutlich höhere Gehalt an organischer Substanz im Teichboden in den Teichpartellen erklärt der im Frühjahr in der Behandlung Nass mit 16.2 deutlich höher lag als in der Gruppe Trocken mit 11.5% und im Sommer entsprechend 17.8% bzw. 12.3% betrug. Die Durchwurzelung hat so möglicherweise zu den hohen Gehalten an organischer Substanz beigetragen. Allerdings hatte sich in den kleinen Eimern keine sichtbare Vegetation gebildet. Auch hier kam es zu keinem Rückgang der organischen Substanz nach dem Winter bzw. nach dem Sommer.

Aus zahlreichen Praktikerberichten im Rahmen einer Veranstaltung zum Thema Teichböden (Oberle, 2000) ist bekannt, dass durch Trockenlegung, Kalkung und Bodenbearbeitung Schlammschichten in kurzer Zeit erheblich reduziert werden können. Auch in der vorliegenden Untersuchung ist die Schlammhöhe mit zunehmendem Anstieg der Trockenmasse stark gesunken. Bei erneuter Wiedervernässung des Bodens bleibt die Schlammschicht deutlich reduziert. Dies entspricht zahlreichen Erfahrungen in der Praxis und konnte in einem kleinen begleitenden Experiment im Labor des Instituts (LfL-IFI) bestätigt werden. Möglicherweise verändert sich durch das Trockenlegen die Struktur der organischen Substanz derart, dass deren spezifische Dichte ansteigt, so dass sie bei gleichen Gehalten in der T weniger Volumen einnimmt. Ebenso sind Schrumpfungsprozesse des feinkörnigen mineralischen Schlammes denkbar. Mineralisation von organischem Material, das ja nur einen kleinen Volumenanteil im Boden besitzt und nur über relativ lange Zeiträume substantiell mineralisiert wird, spielt vermutlich eine untergeordnete Rolle. Bezüglich einer wirksamen Mineralisierung der organischen Substanz ist vermutlich eine regelmäßige Trockenlegung über lange Zeiträume vonnöten. Zur Erklärung des deutlichen Rückganges der Schlammschichten bei Trockenlegung besteht weiterer Forschungsbedarf.

### Einfluss von Fischbesatz auf die Teichbiologie

Mit Fischen besetzte RPE zeigten bezüglich der Konzentrationen an Blaualgenpigmenten höhere Gehalte. Somit liegt ein Zusammenhang von Fischbesatz und dem Aufkommen an Blaualgen nahe. In Teichen der Regionen Aischgrund und Tirschenreuth konnten keine signifikanten Unterschiede bezüglich des Aufkommens an Cyanobakterien festgestellt werden. Deren Vorkommen war 2017 in den Aischgründer Teichen im Mittel etwas höher und fiel in beiden Regionen im Herbst ab. Hier sei vermerkt, dass Daphnien Blaualgen effizient konsumieren können. Fischbesatz wiederum verringert die Daphniendichte deutlich und begünstigt allein damit das Blaualgenaufkommen. Andererseits waren in den fischfreien RPE wenig Daphnien vorhanden. Denkbar wäre auch ein, durch Wühltätigkeit der Fische begünstigtes, Nährstoffangebot im Wasser. Die Möglichkeit einer Phosphorrücklösung ist bei höheren pH-Werten und anaeroben Verhältnissen sowie infolge von Eisen-Reduktion begünstigt (Hupfer & Lewandowski, 2008). Dies wird oft durch anaerobe mikrobielle Prozesse katalysiert. Allerdings waren die Sauerstoffverhältnisse im Mittel nicht deutlich durch den Fischbesatz verschieden und auch am Boden mit zumindest im Mittel 8.1 vs. 8.4 mg/L in den unbesetzten RPE im Vergleich zu den besetzten RPE nicht wesentlich niedriger und insgesamt auf einem hohen Niveau. Die pH-Werte im Teichboden betragen am Ende des Versuchszeitraumes 7.1 (fischfrei) vs. 7.2 (mit Karpfen). Sie sind für Teichböden vergleichsweise (Oberle, 2015) hoch und würden vermutlich eine gewisse Phosphatmobilisierung aus dem Teichboden erlauben. Der Gehalt an  $P_2O_5$ -CAL in den fischfreien RPE war jedoch mit 13.4 mg  $P_2O_5$ -CAL etwas niedriger als in den ungedüngten, jedoch mit Karpfen besetzten, RPE mit 16.2 mg/ 100 g. Dies spricht gegen eine Nährstoffmobilisierung aus dem Teichboden ins Wasser durch die Wühltätigkeit der Fische. Durch die starke Entwicklung von Makrophyten war in den fischfreien RPE generell das Aufkommen von Algen unterdrückt. Dies ist somit möglicherweise bzw. wahrscheinlich ursächlich für das geringe Vorkommen von Blaualgen und auch die niedrigeren Phosphorgehalte im Boden. Auch diesbezüglich besteht weiterer Forschungsbedarf.

## Schlussfolgerungen für die Praxis

Im Folgenden werden die für die Teichwirtschaft relevanten Ergebnisse zusammengefasst und Schlußfolgerungen für die Praxis dargestellt:

Teichböden zeigen eine hohe Variabilität im Gehalt an verfügbaren Nährstoffen.

Bereits das Trockenlegen im Winter erzielt einen deutlichen Rückgang der Schlammschicht, die auch nach Wiederanstau weitgehend erhalten bleibt. Diese beruht jedoch nicht auf der Mineralisierung der organischen Substanz sondern wahrscheinlich einer Veränderung der Struktur der organischen Substanz und evtl der mineralischen Bestandteile des Bodens.

Weder durch das einmalige Trockenlegen im Winter noch durch das einmalige Trockenlegen im Sommer wurde, auch unter Berücksichtigung der Bodenkalkung, der Gehalt an organischer Substanz im Teichboden reduziert.

Eine wirksame Reduktion von organischer Substanz im Teichboden kann vermutlich allenfalls nur durch regelmäßiges Trockenlegen erreicht werden.

Die mikrobielle Aktivität und die mikrobielle Biomasse im Teichboden wurden durch Fischbesatz und mechanische Umwälzung (Belüftung) erhöht. Letztere erhöhte auch die Dichte an Bodennährtieren.

Möglicherweise ist der Gehalt an  $P_2O_5$ -CAL im Teichboden ein geeigneter Parameter zur Abschätzung der Nährstoffversorgung und Düngebedürftigkeit eines Teiches.

Bei Teichen mit nährstoffreichen Teichböden ( $P_2O_5$ -CAL reiche Teichböden, gute Schlammauflage) brachte die Teichdüngung keine deutliche Zunahme des Nährtieraufkommens.

Bei nährstoffärmeren Teichböden (mit geringer Versorgung mit  $P_2O_5$ -CAL) konnte durch die organische Düngung mit Mist das Nährtieraufkommen und der Fischertrag durch die Naturnahrung deutlich gesteigert werden.

Durch die Düngung war am Ende der Produktionsperiode keine Verschlechterung der Wasserqualität sowie der Bodenzusammensetzung im Hinblick auf Anreicherung mit Nährstoffen oder organischer Substanz festzustellen.

Durch die Strohdüngung können pH-Werte im Teich gesenkt werden.

Durch die Entwicklung von Makrophyten kommt es zu einem spürbaren Rückgang von Nährstoffen im Teichboden und Teichwasser sowie einem Rückgang planktischer Nährtiere.

Fischfreie RPE zeigten deutlich geringeres Blaualgenvorkommen im Vergleich zu RPE mit Fischbesatz. Offensichtlich spielt hier die Konkurrenz mit Makrophyten eine große Rolle.

Zur Entwicklung kleinster Rädertierchen zur Aufzucht von kleinster Jungbrut (z.B. Zander) eignet sich vor allem die Düngung mit Rindermist oder Grünroggen. Diese schnitten deutlich besser ab als Heu bzw. die düngungsfreie Kontrolle. Eine nennenswerte Entwicklung von Rädertierchen ist temperaturabhängig und dauert bei um 12°C Wassertemperatur mindestens 12 Tage.

Bei dem Versuch der Ausbringung von Gründüngung mit Roggen oder Triticale im Herbst zeigt sich, dass Staunässe im Teich vermieden werden muss, um eine erfolgreiche Blattentwicklung zu erzielen.

Die Teiche in der Oberpfalz haben nur etwa die Hälfte an Naturertrag im Vergleich zu den Teichen im Aischgrund. Faktoren dabei sind Klima und Beschaffenheit des Teichbodens.

Die Fischverluste in der Oberpfalz waren in etwa doppelt so hoch im Vergleich zum Aischgrund.

Der pH-Wert des Teichbodens hat einen deutlichen Einfluss auf den pH-Wert des Teichwassers.

Möglichst häufige Düngegaben über einen längeren Zeitraum, je nach Aufkommen von Nährtieren und limitierenden Parameter, sind Einmalgaben großer Mengen organischen Düngers vorzuziehen

Erhöhtes Algenaufkommen (Grünfärbung des Wassers) bedeutet nicht in der Folge auch hohe Dichte an Zooplankton, aber indiziert eine gute Nährstoffsituation.

Hühnermist wirkt im Teich schneller und kürzer steigernd auf die Phytoplankton- und Nährtier-Biomasse als Pferdemist mit eher langfristigerer Düngewirkung mit eher geringem Effekt auf das Phytoplankton – Eine Kombination dieser Düngemittel erscheint daher erfolgversprechend

Alternative Substrate wie Biogas-Gärreste können, evtl. kombiniert mit P-dichteren Düngestoffen unter günstigen Bedingungen das Aufkommen an Bodennährtieren unterstützen.

Stroheintrag verringerte das Phytoplankton- und Nährtieraufkommen mitunter signifikant in fischfreien Versuchseinheiten, erzeugte dagegen in Abwachteichen guten Zuwachs an Nährtieren, insbesondere wenn andere organische Düngemittel zusätzlich verwendet wurden.

Heudüngung ist im Frühjahr nicht zur Erhöhung des Aufkommens an Rädertierchen geeignet, eine Gründüngung mit Herbstsaat von Getreide oder Zugabe von Tiermist ist hingegen erfolgversprechend.

Schlammröhrenwürmer als wichtige Bodennährtiere sind in nährstoffreicheren Teichen begünstigt und profitieren von organischer Düngung.

## Gegenüberstellung der geplanten zu den erreichten Zielen

Es wurden alle geplanten Untersuchungen durchgeführt. Zusätzlich zu den Planungen wurde aufgrund aktueller Erkenntnisse ebenso ein kleiner Versuch bezüglich des Einflusses der Belüftung auf die Naturnahrung durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war, die aktuelle Nährstoffsituation von Teichen zu betrachten und daraus abgeleitet angepasste Maßnahmen zur Steigerung des Naturertrages und der Fischgesundheit zu entwickeln. Durch die Untersuchungen besteht ein guter Überblick über die Nährstoffversorgung von Teichen. Allerdings zeigt sich auch, dass die Wasserchemie hier keine verlässlichen Aussagen zulässt, da sie durch biologische Vorgänge ständig einem schnellen Wandel unterworfen ist. Es deutet sich an, dass der Zusammensetzung des Teichbodens erhöhte Aufmerksamkeit zuzuwenden ist. Probleme gab es hochwasserbedingt in zwei Jahren bei der Ansaat mit Gründüngung im Herbst und eines Kälteeinbruches zu Versuchsbeginn. Der Versuch war daher zusätzlich zu den Planungen noch einmal wiederholt worden. Ebenso erfolgte zusätzlich ein Methodenvergleich bei der Auswertung des Zooplanktonvorkommens. Diese Maßnahmen machten eine Projektverlängerung um 7 Monate erforderlich. Praktikern können durch die vielfältigen Ergebnisse aus der Studie zahlreiche ökologische Möglichkeiten zur nachhaltigen Steigerung der Produktivität ihrer Teiche sowie verschiedene effektive Managementmaßnahmen an die Hand gegeben werden.

# Zusammenfassung

Die vorliegende Studie befasste sich mit verschiedenen Maßnahmen zur Steigerung der Naturnahrung unter Nutzung natürlicher Ressourcen mit dem Ziel des daraus resultierenden Gewinns an Naturertrag, Nachhaltigkeit und Produktqualität in der Karpffenteichwirtschaft. Die Versuche wurden sowohl in Teichen als auch in Teichparzellen unter Beprobung der für den Karpfen wichtigsten Nährtierklassen durchgeführt. Parallel erfolgte die chemische Analyse von Wasser und Teichboden. Als limitierender Faktor in untersuchten Teichen konnte v.a. bioverfügbarer Phosphor identifiziert werden. Der Teichboden ist dabei als Nährstoffspeicher ausschlaggebend für den Naturzuwachs. Dessen Gehalt an verfügbarem Phosphor ( $P_2O_5$ -CAL) ist zusammen mit anderen Parametern wie dem pH-Wert und der mikrobiellen Aktivität ein Maß für die Teichfruchtbarkeit. Das Aufkommen an Nährtieren zeigte eine deutliche Abhängigkeit vom Nährstoffangebot und der Primärproduktion (Phytoplankton). In einem Teich mit nährstoffreichem Teichboden ( $P_2O_5$ -CAL 23.8 mg/100 g Boden) konnte durch die Ausbringung verschiedener organischer Düngemittel in fischfreien Parzellen keine signifikante Steigerung an Phyto- und Zooplankton sowie an benthischen Nährtieren erzielt werden. Dabei ist der Effekt auf planktisch und benthisch lebende Nährtiere jedoch mitunter verschieden, v.a. hinsichtlich der bodenlebenden Schlammröhrenwürmer, die auch im nährstoffreichen Teich gut auf organische Düngung ansprechen. In Teichen mit nährstoffärmeren Teichböden ( $P_2O_5$ -CAL 13.4 mg/100 g Boden) konnte durch die organische Düngung mit Pferde- und Hühnermist (3t/ha) die Nährtierdichte erhöht und der Fischertrag in den Versuchseinheiten durchschnittlich um etwa 200 kg/ha gesteigert werden. Bezüglich der Zooplankton-Biomasse konnte eine positive Tendenz bei den P und N-dichten organischen Düngesubstraten beobachtet werden, wobei unterschiedliche organischen Dünger v.a. zeitlich verschiedene Wirkung auf die Nährtier-Biomasseproduktion ausüben. Gründüngung durch Aussaat im Herbst stellte sich zudem als adäquates Mittel zur frühen Steigerung der Aufkommen an Rädertierchen heraus. In wintertrockenen Teichen eignet sich hierzu Roggen. In staunassen Teichen sollte ab April auf schrittweise Gabe von Pferdemist zurückgegriffen werden. Einhergehend mit der Düngung waren keine negativen Auswirkungen auf die Umwelt vorhanden. Insbesondere bei Fischbesatz zum Ende der Produktionsperiode waren weder im Teichwasser noch im Teichboden messbare Anreicherung von Stickstoff- und Phosphorverbindungen oder organischem Material festzustellen. Hohe pH-Werte konnten in Teichen durch Strohdüngung deutlich gesenkt werden. Der Besatz mit Karpfen und mechanische Belüftung und Umwälzung des Teichwassers begünstigt die mikrobielle Aktivität und mikrobielle Biomasse im Teichboden. Daneben förderte die Umwälzung von Teichwasser die bodenlebenden Nährtiere und die Primärproduktion in Form von Mikroalgen. Weder die einmalige Trockenlegung von Teichen im Winter oder im darauf folgenden Sommer, noch eine dabei durchgeführte Bodenkalkung erzeugte eine prozentuale Verringerung der organischen Substanz im Teichboden. Das winterliche Trockenlegen führte dennoch zu einer deutlichen Verringerung des Volumens des Teichschlammes, die nach erneuter Vernässung nicht reversibel ist und nach Wiedereinstau erhalten bleibt. Die Verringerung der Schlammschichten hat ihre Ursache zunächst eher in einer Verdichtung der Struktur der organischen Substanz und der mineralischen Bestandteile des Bodens. Der Abbau organischer Substanz bedarf daher regelmäßiger und wiederholter Trockenlegungsphasen. Wir konnten in dieser Studie verdeutlichen, dass durch verschiedene nachhaltige und ökonomisch wie ökologisch verträgliche Maßnahmen (und deren Kombination in der Praxis) der Naturertrag von Karpffenteichen zwar in unterschiedlichem Maße, aber dennoch effizient, gesteigert werden kann. Zur Abschätzung der Düngebedürftigkeit eines Teiches und als Entscheidungsgrundlage für die Wahl des Düngemittels erscheint die Ermittlung einiger Grundparameter, wie z.B. dem Gehalt des Teichbodens an verfügbarem Phosphor sinnvoll. Hierzu besteht weiterer Forschungsbedarf.

# Abstract

The present study focused on the evaluation of various means to enhance naturale forage production in order to elevate the intrinsically produced fish yield in typical carp pond culture, increase sustainability and product quality. In special experiments inside carp ponds and smaller delimited units therein, the effects of organic fertilization and other management measures were tested for an increase in invertebrate carp food organism density under analysis of water and pond bottom chemistry. It could be shown, that targeted administration of organic substances such as animal manure and plant material can effectively increase natural yield an in nutrient-poor ponds. Bioavailable phosphorus in particular was identified as a limiting factor in the ponds investigated. The pond bottom as a nutrient reservoir is decisive for the growth of nature. Its available phosphorus content (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-CAL), together with other parameters such as pH and microbial activity, is a measure of pond fertility. The occurrence of natural forage organisms showed a clear dependence on basic nutrient supply and the resulting primary production (phytoplankton). In a pond with a nutrient-rich pond bottom (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-CAL 23.8 mg/100 g soil), no significant increase of phyto- and zooplankton as well as benthic nutrients could be achieved by the application of different organic fertilizers in fish-free units. However, the effect on planktonic and benthic living nutrients is sometimes different, especially with regard to bottom dwelling oligochaete worms, which respond well to organic fertilization also in nutrient-rich ponds. In ponds with nutrient-poor pond bottoms (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-CAL 13.4 mg/100 g soil), organic fertilisation with horse and chicken manure (3t/ha) increased the nutrient density and the average fish yield in the experimental units could be increased by about 200 kg/ha. With regard to zooplankton biomass, a positive trend could be observed in the P and N dense organic fertiliser substrates, with different organic substrates having different effects on nutrient biomass production, especially in terms of effect continuance. Green manuring by autumn sowing proved to be an adequate means to increase the early occurrence of rotifers. Rye is suitable for this in winter-dry ponds. In waterlogged ponds, the gradual administration of horse manure should be used from April onwards. No negative effects on the environment were detected as a consequence of fertilization. In particular, also with fish stocking, neither in the pond water nor in the pond soil a measurable enrichment of nitrogen and phosphorus compounds or organic material were found at the end of the production period. High pH values in ponds could be significantly reduced by straw fertilization. The stocking with carp and mechanical aeration and circulation of the pond water favours the microbial activity and microbial biomass in the pond bottom. In addition, the circulation of pond water promoted soil-living carp food organisms and primary production of microalgae. Neither the single draining of ponds in winter or in the following summer, nor soil calcification carried out during this process produced a reduction of the organic substance content of the pond soil. The winter drainage nevertheless led to a significant reduction in the volume of pond sludge, which is not reversible after rewetting and is retained after re-impounding. The reduction of the sludge layers is initially caused by a compaction of the structure of the organic matter and the mineral components of the soil. The degradation of organic matter therefore requires regular and repeated drainage phases. In this study, we were able to demonstrate that the natural yield of carp ponds can be increased to varying degrees, but still efficiently, by various sustainable and economically and ecologically compatible measures (and their combination in practice). In order to estimate the need for fertilisation in a pond and as a basis for decisions on the choice of organic fertiliser and its use, it is helpful to determine some basic parameters, such as the available phosphorus content of the pond bottom. There is a need for further research in this area.



# Literaturverzeichnis

- Aas, M., Oberle, M. 2009. Sensorische Prüfung von „gebackenen“ Karpfen mit unterschiedlichem Fettgehalt und Möglichkeit der Einführung eines Qualitätsprüfberichtes. *Fischer & Teichwirt* 60, 372-374.
- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M. 2014. *Applied hydrobiology*. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. ISBN 978-80-7514-025-8.
- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 10(3), 215-221.
- Armitage, K.B., Landau, L.M. 1982. The effects of photoperiod and temperature on growth and reproduction of *Daphnia ambigua*. *Comparative Biochemistry & Physiology A*, 71, 137-140.
- Bank, O. 1961. Teichböden in Bayern. *Fischbauer* 12, 617-618.
- Bank, O. 1967. Düngungsfragen. *Österreichs Fischerei*, 20 (11/12), 165-172.
- Bank, O., 1959. Wodurch wird die Tätigkeit, des Teichbodens beeinflusst? Steigerung der Bakterienarbeit durch -Trockenlegung. *Allgemeine Fischereizeitung*, München 87, 27-29.
- Bauer, K., 1991. Zur Bedeutung der Kohlensäure in Karpfenteichen. *Österreichs Fischerei* 44, 49-64.
- Beck, T., 1971. Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. *Journal of Plant Nutrition & Soil Science* 130(1), 68-81.
- Biro, P., 1995. Management of pond ecosystems and trophic webs. *Aquaculture* 129, 373-386.
- Boyd, C.E., 1982. Water quality management for pond fish culture. *Developments in Aquaculture & Fisheries Science* 9. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Oxford, New York, 318 pp.
- Boyd, C.E., Lichtkoppler, F., 1979. Water Quality Management in Fish Ponds. Research & Development Series No. 22, International Centre for Aquaculture (J.C.A.A) Experimental Station Auburn University, Alabama, pp 45-47.
- Bräutigam, M., 2001. Einfluss der Besatzdichte und Fütterung von Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) auf Wachstum und Schlachtkörperzusammensetzung unter Berücksichtigung der natürlichen Produktionsbedingungen. Diplomarbeit, TU München-Weihenstephan, Institut für Ernährungsphysiologie.
- Demoll, R. 1925. Teichdüngung. *Handbuch der Binnenfischerei*, Band IV, 1. Lieferung. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.
- Diana, J.S., 2012. Some principles of pond fertilization for Nile Tilapia using organic and inorganic inputs. Pages 163–177 in C. Mischke, editor. *Aquaculture pond fertilization: impacts of nutrient input on production*. Wiley-Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Diana, J.S., Egna, H.S., Chopin, T., Peterson, M.S., Cao, L., Pomeroy, R., Verdegem, M., Slack, W.T., Bondad-Reantso, M.G., Cabello, F., 2013. Responsible aquaculture in 2050: valuing local conditions and human innovations will be key to success. *Bioscience* 63, 255-262.
- FAO, 1997. Aquaculture development. FAO technical guidelines for responsible fisheries. 1020–5292, No.5. FAO., Fisheries Department, Rome, p. 40.
- Fast, A.W., 1986. Pond production systems: Water quality management practices. In *Principles and Practices of Pond Aquaculture*. (J.E. Lennan, R.O. Smitherman and G. Tchobanoglous, Editors), Oregon State University Press, Corvallis, Oregon, pp. 141-167.
- Flajšhans, M., Hulata, G., 2007. Genetic effects of domestication, culture and breeding of fish and shellfish, and their impacts on wild populations. Common carp – *Cyprinus carpio*. p 32-39, In: Svásand T., Crosetti D., García-Vázquez E., Verspoor E. (eds). *Genetic impact of aquaculture activities on native populations*. Genimpact final scientific report (EU contract n. RICA-CT-2005-022802).

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFFENTEICHWIRTSCHAFT

- Furumai, H., Kondo, T. and Ohgaki, S., 1989. Phosphorus exchange kinetics and exchangeable phosphorus forms in sediments. *Water Research* 23, 685.
- Geiger, J.G., 1983. A review of pond zooplankton production and fertilization for the culture of larval and fingerling striped bass. *Aquaculture* 35, 353-369. 10.1016/0044-8486(83)90106-0.
- Geldhauser, F., 1992. Algenbekämpfung im Teich. *Fischer & Teichwirt* 43. 10/11/12:379-381,425-427,458-462.
- Gorsky, G., Ohman, M.D., Picheral, M., Gasparini, S., Stemann, L., Romagnan, J.-B., Cawood, A., Pesant, S., García-Comas, C., Prejger, F., 2010. Digital zoo-plankton image analysis using the ZooScan integrated system. *J. Plankton Res.* 32, 285-303.
- Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E., Walenzik, G., 1989. Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant & soil* 116(2), 191-195.
- Heisig-Gunkel, G., 1981. Wechselwirkungen zwischen Phyto- und Zooplankton in gedüngten Kleinteichen.- *Gesellschaft Ökologie Bd. IX*, 203-208.
- Hepher, B., Pruginin, Y., 1981. Commercial fish farming with special reference to fish culture in Israel. 261 pp. Wiley Interscience, New York.
- Hoehn, E., Clasen J., Scharf, W., Ketelaars, H.A.M., Nienhüser, A.E., Horn, H., Kersken, H., Ewig, B., 1998. Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT-Technische Information Nr. 7., 2. Aufl., Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren, AK-Biologie, Siegburg. 151 S.
- Horváth, H., Kovács, A., Riddick, C., Présing, M., 2013. Extraction methods for phycocyanin determination in freshwater filamentous cyanobacteria and their application in a shallow lake. *European Journal of Phycology*. 48(3), 278-286. 10.1080/09670262.2013.821525.
- Hossain, M.A., Little, D.C., Bhujel, R.C., 2003. Nursing duration and pond fertilization level affect polyculture of Indian major carp (rohu, *Labeo rohita* and mrigal, *Cirrhinus mrigala*) with monosex Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture Research* 34(9), 765-725.
- Huet, M., 1975. Textbook of fish culture: breeding and cultivation of fish. Fishing News (Books) Ltd., West Byfleet, Surrey, pp. 271-327.
- Hupfer, M., Lewandowski, J., 2008. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments—A long-lasting paradigm in limnology. *International Reviews of Hydrobiology* 93, 415-432.
- Jeffrey, S.W., 1980. Algal Pigment Systems. In: Falkowski P.G. (eds) Primary Productivity in the Sea. Environmental Science Research, vol 19. Springer, Boston, MA.
- Kaur, V.I., Ansal, M. D., 2010. Efficacy of vermicompost as fish pond manure – effect on water quality and growth of *Cyprinus carpio* (Linn.). *Bioresource Technology* 101(15), 6215-6218.
- Knösche, R., Schreckenbach, K., Pfeifer, M., Weißenbach H., 1998. Phosphor- und Stickstoffbilanzen von Karpfenteichen. *Zeitschrift für Ökologie & Naturschutz* 7, 181-189.
- Knud-Hansen, C.F., 2012. Management strategy 2: the algal bioassay fertilization strategy – an ecological approach for efficient pond fertilization. Pages 111-128 in C. Mischke, editor. *Aquaculture pond fertilization: impacts of nutrient input on production*. Wiley-Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Kour, S., Masud, S., Khan, A., 2016. Effect of organic manure and inorganic fertilizer on the growth and proximate composition of common carp, *Cyprinus carpio*. *Journal of environmental biology*, 37, 149-153.
- Landesanstalt für Landwirtschaft Bayern, 2019. Wetterstation Höchststadt a.d. Aisch (LfL). <https://www.am.rlp.de/Internet/AM/NotesBAM.nsf/bamweb/c6529cefe8f8b2d6c1257393002b1cd7>
- Landesanstalt für Landwirtschaft, 2019. Wetterstation Konnersreuth (LfL). <https://www.am.rlp.de/Internet/AM/NotesBAM.nsf/bamweb/20b751d89e1b9af5c125739200522791?OpenDocument&TableRow=3.6#3>.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFFENTEICHWIRTSCHAFT

- Liti, D.M., Mugo, R.M., Munguti, J.M., Waidbacher, H., 2006. Growth and economic performance of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) fed on three brans (maize, wheat and rice) in fertilized ponds. *Aquaculture Nutrition* 12, 239-245.
- Ludwig G.M., Stone N.M., Collins B.C., 1998. Fertilization of Fish Fry Ponds. Southern Regional Aquaculture Center (SRAC) publication No. 469, 8 pp.
- Mahboob, S., Sheri, A.N., Fouzia, T., 1993. Effect of physio-chemical factors on the dry weight of planktonic biomass in the brood stock pond -I fish seed hatchery, Faisalabad. *Pakistan Journal of Zoology* 25(1), 15-18.
- Maier, G., Stich, H.B., 2012. LUBW: Projekt Zooplankton-Länge, Volumen, Masse. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- Másilko, J., Bláha, M., Hlaváč, D. 2014. The Effects of using mechanically modified cereals on the growth, feed conversion, fat content and fillet yield of market size common carp grown in ponds. *Turkish Journal of Fisheries & Aquatics sciences*, 15(3), 593-600.
- Masud, S., Kaur, S., 2015. Effect of Fertilization and Organic Manure on Water Quality Dynamics a Proximate Composition of *Cyprinus carpio*. *Journal of Fisheries & Livestock Production* 3, 133. 10.4172/2332-2608.1000133.
- Merla, G., 1963a. Die Rolle der Naturnahrung als Eiweißquelle bei der Erzielung von Karpfenerträgen. *Deutsche Fischereizeitung* 10, 77-87.
- Merla, G., 1963b. Möglichkeiten und Grenzen der Bonitierung durch Ermittlung der Nährtiermengen im Karpfenteich. *Deutsche Fischereizeitung* 10, 210-216.
- Merla, G., 1965. Der Einfluss der winterlichen Trockenlegung oder Bespannung auf die Nährtiermengen im Karpfenteich. *Deutsche Fischereizeitung* 12, 324-331.
- Metzger, R.J., Boyd, C.E., 1980. Liquid ammonium polyphosphate as a fish pond fertilizer. *Transactions of American Fisheries Society* 109, 563–570.
- Miller, J.W., 1976. Fertilization and feeding practices in warm-water pond fish culture in Africa. *CIFA Technical Papers* (4) Suppl. 1, 512-541.
- Mischke, C., 2012. Channel Catfish pond fertilization. Pages 137–146 in C. Mischke, editor. *Aquaculture pond fertilization: impacts of nutrient input on production*. Wiley-Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Mischke, C., 2014. Winter Pond Fertilization Can Increase Phytoplankton Density in Aquaculture Ponds. *North American Journal of Aquaculture* 76, 67-71. 10.1080/15222055.2013.855285.
- Misra R.V., Hesse P.R., 1982. Comparative analyses of organic manures, *FAO/UNDP Regional Project RAS/75/004, Project Field Document* 24, 97p.
- Morsi, H., Al-shathly, M., Hemeda, M.M., 2014. Utilization of organic (rice straw extract) and inorganic compounds as a fertilizer for phytoplankton and zooplankton under laboratory conditions. *Journal of American Science* 10, 16-28.
- Motoda, S., 1959. Devices of simple plankton apparatus. *Mem. Fac. Fish. Hokkai-do Univ.* 1-2, 73-94.
- Müller, W., 1969. Anleitung zur kombinierten Stickstoff-Phosphat-Düngung für die Teichwirtschaft. *Deutsche Fischereizeitung* 16, 118-121.
- Noman, M., Ashraf, M., Abbas, S., Ahmad, I., Naeem, M., Hafeez-Ur-Rehman, M., 2011. Growth performance of common carp (*Cyprinus carpio*) in response to organic fertilizers and supplementary feed. *Greener Journal of Agricultural Sciences* 1, 32-40.
- Oberle, M., 2000. Verschlammung von Teichen – Probleme und Gegenmaßnahmen während des Sommers und nach dem Abfischen im Herbst. *Fischer & Teichwirt* 51, 473-477.
- Oberle, M., 1989. Die Nährstoffzusammensetzung von Zooplankton aus ausgewählten Gewässern. *Diplomarbeit: Institut für Ernährungsphysiologie der Technischen Universität München*. 95 S.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFFENTEICHWIRTSCHAFT

- Oberle, M., 1995. Einfluss von Fütterungsmaßnahmen auf Fettgehalt und Fettsäuremuster und deren Auswirkungen auf die Schlachtkörper- und Fleischqualität von Karpfen (*Cyprinus carpio* L.). Dissertation: Institut für Ernährungs-physiologie der Technischen Universität München, 214 S.
- Oberle, M., 2000. Verschlammung von Teichen – Probleme und Gegenmaßnahmen während des Sommers und nach dem Abfischen im Herbst. In: Fischer & Teichwirt 51, 473-477.
- Oberle, M., 2008. Fettmessung am lebenden Karpfen. Fischer & Teichwirt 59, 44-46.
- Oberle, M., Buchholz, R., Christian, J., Mletzko, A., Becker, A., Wedekind, H. (2016). Untersuchung der Qualität bayerischer Teichböden. Fischer & Teichwirt, 67, 46-48.
- Oberle, M., Buchholz, R., Christian, J., Mletzko, A., Becker, A., Wedekind, H., 2016. Untersuchung der Qualität bayerischer Teichböden, Fischer & Teichwirt, Ausg.: 67, 02/16, Fischer & Teichwirt, S. 46 bis 48, 3 Seiten, Hrsg.: Verband Bayerischer Berufsfischer, Nürnberg, Deutschland, ISSN: 0342-5703
- Oberle, M., Christian, J., Mletzko, A., 2015. Maßnahmen gegen Virose in der ökologischen Aquakultur. [Measures against viroses in organic aquaculture.]. <http://orgprints.org/32559/>
- Oberle, M., Mletzko, A., Christian, J., Becker, A., Amtmann, A., Steinke, K., Steinhagen, D., Wedekind, H., Buchholz, R., 2015. Untersuchungen zur Beschaffenheit von bayerischen Teichböden - Konsequenzen für die Desinfektion. Präsentation, Fachtagung für Fischzucht und Haltung, 13.1.-14.1.2015, Starnberg.
- Oberle, M., Salomon, S., Ehrmaier, B., Richter, P., Lebert, M., Strauch, S.M., 2019. Diurnal stratification of oxygen in shallow aquaculture ponds in central Europe and recommendations for optimal aeration. Aquaculture 501, 482-487.
- Oberle, M., Schwarz, F.J., 2001. Effect of starving carp (*Cyprinus carpio* L.) before slaughter on parameters of meat quality. In: Kestin; S.C. and P.D. Warriss: Farmed Fish Quality, Fishing News Books, Blackwell science Ltd., London, United Kingdom, 393.
- Oberle, M., Schwarz, F.J., Kirchgessner, M., 1997a. Wachstum und Schlachtkörperqualität von Karpfen bei Verfütterung von Zooplankton, verschiedenen Getreidearten und Lupinen. Archives of Animal Nutrition 50, 75-86.
- Oberle, M., Schwarz, F.J., Kirchgessner, M., 1997b. Zum Einfluss der Verfütterung von Zooplankton, verschiedener Getreidearten und Lupinen auf Fettsäuremuster sowie physikalische und sensorische Eigenschaften von Karpfenfleisch (*Cyprinus carpio*). In: Proceedings of the Society of Nutrition Physiology, 51. Tagung vom 02.03. - 04.03.1997 in Göttingen, Hrsg.: J. Pallauf, 6, 71.
- Oberle, M., Schwarz, F.J., Kirchgessner, M., 1998. Schlachtkörper- und Fleischqualität von Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) mit unterschiedlichem Fettgehalt und Fettsäuremuster. In: Proceedings of the Society of Nutrition Physiology, 52. Tagung vom 03.03. - 05.03.1998 in Göttingen, Hrsg.: J. Pallauf, 7, 54.
- Oberle, M., Wedekind, H., 1999. Farmed fish quality – Internationale Konferenz in Bristol. Fischer & Teichwirt 6, 241.
- Pérez-Martínez, C., Cruz-Pitarro, L., 1995. Species-specific phytoplankton responses to nutrients and zooplankton manipulations in enclosure experiments. Freshwater Biology 33, 193-203. 10.1111/j.1365-2427.1995.tb01160.x.
- Pramila, S., Chandrawati, B.W., Pandey, B.W., Singh BK., 2004. Study of variation range of different physico-chemical parameters in relation to fish productivity and health. Congress of Zoology of the Natural Symposium, Bihar, India.
- Probst, E., 1934. Teichwirtschaft und Geflügelzucht in ihren Wechselbeziehungen. Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Bd. 4, Lieferung 5, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- Rafique, R., Hussain, M.N., Mahboob, S., 2003. Limnological variation in river Jhelum at Dulahi Muzaffarabad. Journal of Natural Science 1(1), 107-112.
- Schäperclaus, W., 1961. Steigerung der Erträge in der Teichwirtschaft. Deutsche Fischereizeitung 8, 110-116.

## STEIGERUNG DER NATURNAHRUNG IN DER KARPFFENTEICHWIRTSCHAFT

- Schlumberger, O., 2002. *Mémento de pisciculture d'étang*. Cemagref Editions, France, 238 p.
- Schlüter, S., Schwarz, F.J., Steinhart, H., Oberle, M., Kirchgessner, M., 1998. Effect of feeding on the odorants of boiled carp fillets (*Cyprinus carpio* L.). In: *Recent advances in finfish and crustacean nutrition*, 8th international symposium on nutrition and feeding of fish. Las Palmas de Gran Canaria, 2. – 4. June 1998, Spain, 126.
- Schreckenbach, K. 2003. Ertragsfähigkeit von Karpffenteichen. *Fischer und Teichwirt*, 3, 84-85.
- Schroeder, G., 1980. Fish farming in manure-loaded ponds. In: *Integrated Agriculture-Aquaculture Farming Systems* (Pullin, R.S.V. and Z. H. Shehadeh, editors). ICLARM Conference Proceedings 4, 258. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila and the Southeast Asian Center for Graduate Study and Research in Agriculture, College, Los Bagos, Laguna, Philippines, pp. 73–86.
- Schwarz, F.J., Oberle, M., Kirchgessner, M., 1995. The nutrient content of zooplankton. *Aquaculture* 129, 255.
- Schwarz, F.J., Oberle, M., Kirchgessner, M., 1998. Carcass and meat quality of fasted carp (*Cyprinus carpio* L.) with different fat content and fatty acid pattern. In: *Recent advances in finfish and crustacean nutrition*, 8th international symposium on nutrition and feeding of fish, Las Palmas de Gran Canaria, 2. – 4. June 1998, Spain, 128.
- Seymour, E.A., 1980. The effects and control of algal blooms in fish ponds. *Aquaculture*, 19: 55-74.
- Shevgoor, L., Knud-Hansen C.F., Edwards, P., 1994. An assessment of the role of buffalo manure for pond culture of tilapia. III. Limiting factors. *Aquaculture* 126, 107-118.
- Smith V., Swingle, S.H., 2011. The Relationship Between Plankton Production and Fish Production in Ponds. *Transactions of the American Fisheries Society* 68. 309-315.
- Smith, D.W., 1985. Biological control of excessive phytoplankton growth and enhancement of aquacultural production. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42, 1940-1945.
- Taiganides, E.P., 1978. Principles and techniques of animal waste management and utilization. *FAO Soils Bulletin* 36, 341-362.
- Tamas, G.H., Horvath, L., 1975. Die chemische Regulierung des Zooplankton-Bestandes. *Fischwirt* 25, 63-64.
- Uhlmann, D., 1988. *Hydrobiologie. Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler*. 3. Aufl.; Stuttgart, New York, Fischer.
- van Guelpen, L., Markle, D.F., Duggan, D.J., 1982. An evaluation of accuracy, precision, and speed of several zooplankton subsampling techniques. *ICES J. Mar. Sci.* 40, 226-236.
- Verordnung (EG) Nr. 710/2009 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 889/2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates im Hinblick auf Durchführungsvorschriften für die Produktion von Tieren und Meeresalgen in ökologischer/biologischer Aquakultur. *Amtsblatt der Europäischen Union*. L 204/15.
- Wahab, M.A., Azim, M.E., Ali, M.H., Beveridge M.C.M., Khan S., 2001. The potential of periphyton-based culture of the native major carp calbaush, *Labeo calbasu* (Hamilton). *Aquaculture Research* 30, 409-419. 10.1046/j.1365-2109.1999.00337.x.
- Walter, E. 1934. Grundlagen der allgemeinen fischereilichen Produktionslehre. *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas*, Bd. 4, Lieferung 5, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- Wedekind, H., Oberle, M., Kurz, E., Elst, C.-M., 2014. Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen der Bewirtschaftung von Karpffenteichen und zu möglichen Auswirkungen auf die Epidemiologie der KHV in Bayern und Sachsen. Abschlussbericht, LfL Information, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 56 S.
- Wezel, A., Robin, J., Guerin, M., Arthaud, F., Vollod, D., 2013. Management effects on water quality, sediments and fish production in extensive fish ponds in the Dombes region, France. *Limnologia* 43(3), 210-218.
- Wunder, W., Seiler, R., 1935. Neue Gesichtspunkte in der Ernährungslehre des Karpffens. *Fischerei-Zeitung* 11 (38), 1738-1739.

Yamada, R., 1986. Pond production systems: Fertilization practices in warmwater fish ponds. In: Principles and Practices of Pond Aquaculture (J.E. Lannan, R.O. Smitherman, and G. Tchobanoglous, Editors), Oregon State University Press, Corvallis, Oregon, pp. 97-110.

## Projektbezogene Veröffentlichungen und Vorträge

Kallert, D.M., Loy, C., Másílko, J., Städtler, W., Oberle, M., 2019. Entwicklung der Naturnahrung nach biologischer Düngung in Karpffenteichen. Fortbildungstagung für Fischhaltung und Fischzucht, Starnberg, 15 – 16. Januar 2019.

Másílko, J., Oberle, M., Kallert, D.M., Loy, C., Wedekind, H. 2018. Der Einfluss organischer Düngung auf die Wasserqualität in Karpffenteichen, Abstract-Band, XVII. Gemeinschaftstagung der Deutschen, Österreichischen und Schweizer Sektionen der European Association of Fish Pathologists EAFP, Hrsg.: European Association of Fish Pathologists (EAFP), 79 – 79.

Másílko, J., Oberle, M., Kallert, D.M., Loy, C., Städtler, W., Wiesmeier, M. 2019. Einfluss von Düngungsmaßnahmen auf Fischertrag und Umweltaspekte in der Karpffenteichwirtschaft. Fortbildungstagung für Fischhaltung und Fischzucht, Starnberg, 15 – 16. Januar 2019.

Oberle, M., Kallert, D.M., Loy, C., Másílko, J., Wiesmeier, M. 2017: Maßnahmen zur Steigerung der Naturnahrung in Karpffenteichen. Fortbildungstagung für Fischhaltung und Fischzucht, Starnberg, 10 – 11. Januar 2017.

Oberle, M., Kallert, D.M., Loy, C., Másílko, J., Wiesmeier, M. 2017: Maßnahmen zur Steigerung der Naturnahrung in Karpffenteichen. Versammlung Fischerzeugerring Mittelfranken, Birnbaum.

Oberle, M., Kallert, D.M., Loy, C., Másílko, J., Wiesmeier, M. 2017: Maßnahmen zur Steigerung der Naturnahrung in Karpffenteichen. Versammlung Teichgenossenschaft Ansbach, Heilsbronn.

Oberle, M., Kallert, D.M., Loy, C., Másílko, J., Wiesmeier, M. 2017: Maßnahmen zur Steigerung der Naturnahrung in Karpffenteichen. Versammlung Fischerzeugerring Oberpfalz, Schwandorf.

Oberle, M., Kallert, D.M., Loy, C., Másílko, J., Wiesmeier, M. 2019: Die Naturnahrung im Karpffenteich. Versammlung Teichgenossenschaft Oberpfalz, Schwandorf.

## Danksagung

Herrn Hans Frischmann, der einen Teich für die Experimente 2016 zur Verfügung stellte. Den Teichwirten Klaus Bächer, Thomas Beer, Hans Klupp, Robert Amtmann, Walter Jakob, Christoph Oberle und Leonhard Thomann für die Beteiligung am „Teichmonitoring“. Herrn Robert Amtmann der immer tatkräftig zur Seite stand. Biolandhof Seeberger für die Versorgung mit Pferde- und Hühnermist. Landwirt Jürgen Pessler für die Versorgung mit Stroh, Rindermist und Grasschnitt. Herrn Vogelmann für die Auswertungen mit dem Zooscan. Frau Karin Schatz für das Korrekturlesen.