

Ottfried Dietrich, Marcus Fahle, Thomas Kaiser & Jörg Steidl

Eine Lysimeter-Studie zu Auswirkungen unterschiedlicher Grundwasser-Steuerregime auf den Bodenwasserhaushalt eines grundwassernahen Standorts

A lysimeter study on the impacts of different groundwater control regimes on the soil water balance of a shallow water table site

Das Wassermanagement grundwassernaher Niederungsgebiete ist oft Streitpunkt unterschiedlicher Interessengruppen. Häufig liegen die Zielvorstellungen für die einzustellenden Graben- und Grundwasserstände weit auseinander. Gute Kenntnisse der komplexen hydrologischen Zusammenhänge und Auswirkungen unterschiedlicher Wassermanagementstrategien können bei der Kompromissfindung helfen. Diese Zusammenhänge wurden mit Grundwasser-Lysimetern an einem grundwassernahen Standort im Spreewald untersucht, um den Effekt unterschiedlich hoher und zeitlich verlängerter Winterstauziele auf die Entwicklung der Wasserhaushaltsgrößen, insbesondere auf die Grundwasserstände der Vegetationsperiode von April bis September zu erfassen. Die höheren Stauziele führten zu einem Anstieg der Verdunstung, welche durch den verbesserten Wasserrückhalt einige Wochen kompensiert werden konnte, jedoch nicht über die gesamte Vegetationsperiode. Die unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen während der Untersuchungsjahre von 2014 bis 2017, insbesondere Phasen mit Starkniederschlägen, wirkten sich dabei deutlich stärker auf die Entwicklung des Wasserstands und die Wasserbilanz aus als die höheren Stauziele im Winter. Gleichzeitig führten höhere Wasserstände mittel- und langfristig zu Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung, die auf die hydrologischen Prozesse wirkten und der Hauptgrund für eine höhere Verdunstung waren.

Schlagwörter: Feuchtgebiet, Verdunstung, Wasserbilanz, Wasserbewirtschaftung

The water management of shallow water table sites is often the subject of discussion between distinct interest groups. Different stakeholders typically demand different target groundwater levels. Achieving a suitable compromise is facilitated by sound knowledge about the impacts that water tables have on the water budget components. We used groundwater lysimeters to analyse the effects of increased target groundwater levels in early spring on the development of the water budget components during the vegetation period from April to September. Higher water tables resulted in an increase of evapotranspiration. The additionally stored water buffered the effect of higher evapotranspiration – yet not for the whole vegetation period but only for some weeks. Variations of the meteorological conditions during the investigation period from 2014 to 2017, especially periods with extreme precipitation, were more decisive for the water budget and water table behaviour than the increased spring target groundwater levels. Higher water tables led in the medium and long term to changes in the vegetation composition. The altered vegetation affected the hydrological processes and was the main reason why evapotranspiration values increased.

Keywords: Wetland, Lowland, Evapotranspiration, Water budget, Water management

1. Einleitung

Grundwassernahe Standortbedingungen prägen die Vielzahl der Niederungsgebiete des norddeutschen Tieflands. Häufig handelt es sich dabei um frühere Mooregebiete und sandige Urstromtäler. Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000) betrachtet diese Niederungsgebiete als grundwasserabhängige Landökosysteme, die eine potenziell wichtige Rolle bei der Erreichung einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Einzugsgebieten spielen. Feuchtgebiete können infolge ihrer Filterfunktion und Wasseraufnahmekapazität dabei helfen, die Verschmutzung von Gewässern zu verringern und Auswirkungen von Überschwemmungen oder Dürren zu mindern. Sie können aber auch zur Verschmutzung von Gewässern beitragen, wenn ihr Wasserhaushalt nachhaltig gestört ist (CIS-FG, 2003). Sie sind Lebensraum für viele seltene Pflanzen- und Tierarten, die an die spezifischen Standortbedingungen angepasst sind. Die Gebiete stehen daher häufig unter einem besonderen Schutzstatus (FFH-Gebiete, Naturschutzgebiete). In den früheren Mooregebieten führte die

künstliche Absenkung der Grundwasserstände (GW-Stände) seit 200 Jahren zu einer Degradierung und Mineralisierung des Torfes (SUCCOW & JOOSTEN, 2001). Damit wurden aus den ursprünglichen Kohlenstoffsenken Quellen von Treibhausgasen. In vielen Bundesländern wurden in den letzten Jahren Moorschutzprogramme beschlossen, die die Anhebung der Wasserstände bis zur Wiedervernässung zum Ziel haben und so die Degradierungsprozesse stoppen und neues Torfwachstum initiieren sollen (LENSCHOW, 1997, TREPEL, 2007).

Die Niederungsgebiete des norddeutschen Tieflands bestehen heute überwiegend aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen, und einzelnen ungenutzten, oft naturschutzfachlich wertvollen Arealen. Einige der Niederungsgebiete liegen in Regionen, die für den Tourismus von großer Bedeutung sind. Die einzelnen Teilflächen der Niederungen sind über das vorhandene Grabensystem und das Grundwasser verbunden und ihr Wasserhaushalt beeinflusst sich gegenseitig. Staubbauwerke ermöglichen die individuelle Regulierung der Wasserstände in

den Gewässern und der GW-Stände in den angrenzenden Flächen innerhalb enger Grenzen. Außerdem ist die Herauslösung einzelner Gewässer oder Flächen wegen des sehr flachen bis ebenen Geländereiefs kaum möglich, so dass die Gebiete immer als ganzheitliches System bewirtschaftet werden müssen (DIETRICH et al., 2001). Die aktuellen Wasserbewirtschaftungsregeln der zuständigen wasserwirtschaftlichen Verbände und Behörden sind zudem häufig auf eine Minimierung des Aufwandes ausgelegt und das Ergebnis eines jahrelangen Abstimmungsprozesses zwischen den unterschiedlichen regionalen Interessengruppen. Sie stellen einen Kompromiss dar, der aufgrund sich ständig ändernder Rahmenbedingungen immer wieder hinterfragt und diskutiert wird. In den letzten Jahren stand dabei die Verbesserung des Wasserrückhalts in der Landschaft im Fokus vieler Planungen und Diskussionen (MLEUV, 2004; LUA, 2007; MLUL, 2017). In Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie sollen dabei die natürlichen Potenziale von Niederungsgebieten bzgl. ihrer Wirkung auf den Wasserhaushalt von Einzugsgebieten besser ausgenutzt werden. Wesentliches Hauptziel eines verbesserten Wasserrückhaltes im Niederungsgebiet ist es, die Entwässerung im Winter/Frühjahr zu verringern, die Grundwasserstände in den Sommermonaten hinreichend oberflächennah zu halten und gleichzeitig die Wasserentnahmen aus dem Gewässersystem in Perioden mit einem geringen Wasserdargebot zu reduzieren. Der größere Wasserrückhalt soll durch Erhöhung der Stauziele in den Wintermonaten und/oder eine zeitliche Verlängerung dieser Stauziele in das Frühjahr hinein erreicht werden. Diese Optionen werden von land- und forstwirtschaftlichen Flächennutzern eher kritisch gesehen, denn sie schränken u. U. die Befahr- und Beweidbarkeit der Flächen ein. Aus Sicht des Umweltschutzes werden sie dagegen begrüßt, da sie den natürlichen Verhältnissen dieser Standorte näher kommen. Weitere Gründe, die aktuellen Bewirtschaftungsstrategien immer wieder zu hinterfragen, sind sich ändernde klimatische Bedingungen oder Veränderungen im Wasserhaushalt der Einzugsgebiete.

Bei der diskutierten Anhebung der Stauziele geht es oftmals nur um wenige Zentimeter. Aber auch kleine Veränderungen im Grundwasserniveau können große Auswirkungen auf hydrologische und ökologische Prozesse grundwassernaher Standorte haben. Sie bestimmen, ob Standorte noch wirtschaftlich nutzbar sind oder nicht (DE VOS et al., 2006; DE VOS et al., 2010). Höhere GW-Stände können sowohl einen Anstieg der Verdunstung zur Folge haben (HUO et al., 2012; KARIMOV et al., 2014), als auch zu einer Abnahme der Verdunstung führen, wenn die Vegetation nicht an die hohen Wasserstände angepasst ist (DE VOS et al., 2006; SOYLU et al., 2014).

Unterhalb größerer Niederungsgebiete kann dies für die Abflusssituation in den dortigen Gewässern relevant werden, insbesondere bei einem ohnehin schon geringen Wasserdargebot und einer ausgeprägten Niedrigwassersituation. Eine erhöhte Verdunstung führt zu größeren Wasserentnahmen aus dem Grundwasser und den angrenzenden Gewässern in den Niederungen und verringert damit den Abfluss in den unterhalb liegenden Gewässern (LUA, 2007; DIETRICH et al., 2012; THOMAS et al., 2015).

Veränderungen an den langjährigen Wasserständen in den Niederungsflächen sind meistens mit Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung verbunden. Dieses zeigte sich besonders im Zusammenhang mit der Renaturierung von Mooren (RICHERT et al., 2000; ZERBE et al., 2013; LAMERS et al., 2015; MINKE et al.,

2016). Auch biogeochemische Prozesse, welche eine große Relevanz für die Freisetzung bzw. Bindung klimaschädlicher Treibhausgase auf Moorstandorten haben, werden maßgeblich durch das Niveau und die Dynamik der Wasserstände beeinflusst (COUWENBERG et al., 2011; LAMERS et al., 2015; METTROP et al., 2015; ZAK et al., 2015).

Hierdurch wird deutlich, wie vielfältig und unterschiedlich die Auswirkungen einer veränderten Wasserbewirtschaftung von Niederungsgebieten sein können. Für die Festlegung der meist örtlich und zeitlich begrenzten Ziel-GW-Stände ist daher die Kenntnis ihrer Auswirkungen auf die Verdunstung, den Wasserbedarf in trockenen Perioden sowie die Entwicklung der GW-Stände in Perioden mit unzureichendem Wasserdargebot von großer Bedeutung. Eine Modellierung dieser Auswirkungen ist oftmals schwierig, da geeignete Datengrundlagen für die Abbildung der komplexen Wechselwirkungen zwischen den beteiligten Prozessen fehlen. Insbesondere die Wechselwirkungen zwischen dem Bodenwasserhaushalt und der Vegetationsentwicklung werden bei rein hydrologischen Modellansätzen nur unzureichend abgebildet (LAIO et al., 2009; TAMEA et al., 2009; SOYLU et al., 2014). Die experimentelle Untersuchung aller hydrologisch relevanten Prozesse stellt ebenfalls hohe Anforderungen, insbesondere an die hinreichende Abbildung der Wechselwirkungen zwischen den unterschiedlichen Prozessen, die unbeeinflusste Entwicklung einzelner Parameter im Experiment und ihre hinreichend genaue messtechnische Erfassung. Wägbare Grundwasser-Lysimeter können diese Anforderungen erfüllen.

An einem grundwassernahen Standort im Spreewald wurden mit solchen Grundwasser-Lysimetern die Wasserbilanzen verschiedener Wassermanagementstrategien untersucht. Von besonderem Interesse war dabei die Wirkung höherer Winter- und Frühjahrsstauziele auf die Entwicklung der GW-Stände in der Vegetationsperiode. Die untersuchten Wassermanagementstrategien waren auf unterschiedliche Zielvorgaben für diese GW-Stände ausgerichtet und leiteten sich aus den in der Spreewald-Region diskutierten Varianten und den damit verbundenen Zielen ab (LUA, 2007). Sie sind aber auch gleichzeitig für viele andere Feuchtgebiete in Deutschland repräsentativ.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsstandort

Die Untersuchungen wurden im Spreewald auf einer extensiv genutzten Mähweide durchgeführt (51°52'N, 14°02'E, Abb. 1). Die ausgewählte Fläche war an allen Seiten durch Gräben begrenzt, die je nach hydrologischer Situation und Bedarf die Fläche entwässerten oder auch bewässerten. Die Grabenwasserstände und damit auch der GW-Stand der Fläche wurden über kleine Stauanlagen reguliert. Über eine größere Wehranlage im Großen Fließ, dem Hauptgewässer in diesem Teil des Spreewalds, erfolgte die Verteilung der Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet auf das die Fläche umgebende Grabensystem.

Der Boden bestand aus regionstypischem, degradiertem Niedermoor über einem mehr als 20 m mächtigen, sandigen Grundwasser-Leiter. Mitunter tragen diese Böden dazwischen eine lokal verbreitete, tonige, nur wenige Zentimeter mächtige Schicht, die im Spreewald als Klock bezeichnet wird. Die Grünlandflächen wurden in diesem Bereich des Spreewalds ein- oder zweimal jährlich gemäht und als Weide genutzt.



Abbildung 1

Grundwasser-Lysimeterstation Spreewald, integriert in eine grundwassernahe Grünlandfläche.

Groundwater lysimeter station Spreewald, integrated in grassland site with shallow water table.

2.2 Aufbau der Lysimeteranlage

Die in Containerbauweise gefertigte Lysimeterstation wurde im Jahr 2009 auf der beschriebenen Grünlandfläche errichtet. Sie bestand aus vier Bodenmonolithen, die jeweils eine Grundfläche von 1 m² hatten und 2 m mächtig waren. Die Monolithe wurden auf einer Fläche von rd. 4 m x 4 m entnommen, wobei nicht nur der Boden, sondern auch die ursprüngliche Grünlandvegetation erhalten blieb. Damit wurden die Grundvoraussetzungen erfüllt, um den im Zusammenhang mit Lysimeteruntersuchungen oftmals beschriebenen Oaseneffekt möglichst gering zu halten (ALLEN et al. 2011). Aufgrund der relativ kleinen Entnahmefläche wurden Bodenaufbau und Vegetationszusammensetzung der vier Monolithe zum Zeitpunkt der Installation als einheitlich angenommen. Zur Anlage gehörten eine Wetterstation und ein Bodenmessplatz zur Messung von meteorologischen und bodenhydraulischen Referenzgrößen.

Jeder Monolith stand auf drei Wägezellen (Wägegenauigkeit 0,1 kg) zur Messung der Speicheränderung (ΔS) und war am Boden mit einem eigenen Ausgleichsbehälter verbunden. Die insgesamt vier Ausgleichsbehälter konnten individuell über Pumpen mit Wasser aus einem Brunnen neben der Station befüllt werden oder auch Wasser aus den Behältern in den Brunnen pumpen. Während des Befüllens oder Entleerens wurde die Verbindung zwischen Monolith und Ausgleichsbehälter mittels eines automatisch gesteuerten Ventils geschlossen. Eine ausführliche Darstellung der Steuerung des Lysimeters ist in DIETRICH et al. (2016) beschrieben.

Der Wasserstand im Ausgleichsbehälter wurde über Drucksonden (Auflösung 1 mm) gemessen. Die zylindrischen Ausgleichsbehälter hatten eine definierte Grundfläche von 350 cm², so dass jeder Millimeter Wasserstandsabsenkung im Ausgleichsbehälter einen Zufluss zum Monolithen (R_{zu}) von 0,035 l und jeder Anstieg des Wasserstands um einen Millimeter einen Abfluss aus dem Monolithen (R_{ab}) von 0,035 l bedeutete. Alle Messgrößen wurden auf einem Datenlogger mit einem Messintervall von 10 Minuten aufgezeichnet.

Alle gemessenen Bilanzwerte wurden im Post-Processing zunächst zu Stunden und Tageswerten summiert. Anschließend wurde für jeden Monolithen der Niederschlag (P) individuell bestimmt. Dieses war erforderlich, da deutliche Unterschiede zwischen dem gemessenen Niederschlag des Hellmann Regenmessers in 1 m Höhe (Auffangfläche: 200 cm²) und der Niederschlagsmenge auf Bodenniveau der Monolithe (1 m²) auftraten. Dabei lieferte der Hellmann Regenmesser der Wetterstation die Information für Beginn und Ende eines Niederschlagsereignisses. Während eines Niederschlagsereignisses wurde angenommen, dass die Verdunstung (ET_a) vernachlässigbar klein ist, so dass der Niederschlag als Restgröße der Wasserbilanzgleichung (1) berechnet werden konnte.

$$\Delta S = P - ET_a + R_{zu} - R_{ab} \quad (1)$$

Nach der Bestimmung des Niederschlags wurde die aktuelle Verdunstung als Restgröße der Wasserbilanz (1) für Stunden- und Tagessummen berechnet.

Um die Lysimeteranlage auch für Untersuchungen zur Auswirkung modifizierter Managementregime auf die Entwicklung der GW-Stände in der Vegetationsperiode einsetzen zu können, wurde der Basis-Typ des Grundwasser-Lysimeters nach MEISSNER et al. (2000) um weitere Möglichkeiten zur Einstellung der unteren Randbedingung am Lysimeter erweitert. So konnte die Anlage nicht nur nach einem gemessenen Sollwert für den GW-Stand geregelt werden, sondern auch wahlweise nach einem als Zeitreihe vorgegebenen GW-Stand oder nach einem gemessenen oder vorgegebenen Zufluss oder Abfluss. Dieses war die Voraussetzung für eine zeitlich hochaufgelöste, realitätsnahe Nachbildung des Bodenwasserhaushalts eines grundwassernahen Standorts in einem Grundwasser-Lysimeter und die Simulation unterschiedlicher Grundwasser-Steuerregime (DIETRICH et al., 2016).

Bei den vorgestellten Untersuchungen aus den Jahren 2014 bis 2017 wurde die untere Randbedingung eines Lysimeters nach einem gemessenen Referenz-GW-Stand der umgebenden Fläche geregelt (Variante 1). Der gemessene Grundwasser-Zufluss und Grundwasser-Abfluss dieses Lysimeters diente dann als Randbedingung für zwei weitere Lysimeter (Variante 2 und 3). Ein viertes Lysimeter wurde anhand einer vordefinierten Zeitreihe für den GW-Stand auf einen konstanten GW-Stand eingestellt (Variante 4).

An der Wetterstation wurden Luft- und Bodentemperaturen in verschiedenen Höhen bzw. Tiefen, Niederschlag, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Nettostrahlung und Bodenwärmestrom gemessen. Die Messwerte wurden zur Berechnung der FAO-Gras-Referenzverdunstung nach ALLEN et al. (1998) verwendet. Aus der aktuellen Verdunstung ET_a und der FAO-Gras-Referenzverdunstung ET_0 wurden Tageswerte des Bestandskoeffizienten k_c berechnet,

$$k_c = ET_a / ET_0 \quad (2)$$

wobei Tage mit Tagessummen der FAO-Gras-Referenzverdunstung kleiner 0,5 mm nicht berücksichtigt wurden.

2.3 Vegetationserfassung

Die Biomasse der Lysimeter wurde zweimal jährlich geerntet. Dabei orientierten sich die Schnittermine an der Flächennut-

zung der umgebenden Flächen. Die geerntete Biomasse wurde getrocknet und ihre Trockenmasse bestimmt.

Im Abstand von ca. zwei Wochen wurde der Blattflächenindex LAI (leaf area index) gemessen. Im Jahr 2010 wurde hierfür das Messgerät LAI-2000 eingesetzt und ab dem Jahr 2013 das Gerät SS1.

Einmal jährlich wurde vor dem ersten Schnitt eine Vegetationsbestimmung unter Verwendung der erweiterten Boniturskala nach Braun-Blanquet (MÜHLENBERG, 1989) durchgeführt. Zur Darstellung der quantitativen Vegetationsveränderungen wurden die Boniturspannen der Skala in mittlere Deckungsprozente nach den Vorgaben von MÜHLENBERG (1989) umgewandelt. Bei geschichteten Grünlandbeständen kann die Summe der Deckungsanteile der Arten 100 % überschreiten. Auf der Basis der Vegetationsaufnahmen wurden mittlere Feuchtezahlen nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) ermittelt. Die Werte der Boniturskala für die Artmächtigkeit wurden dabei in eine Rangfolge von 1 bis 9 gesetzt und als Gewichtungsfaktoren verwendet (KAISER & BAECK, 1999).

2.4 Untersuchte Varianten

Die Studie untersuchte die Wirkung eines erhöhten und zeitlich verlängerten Winterstaus auf die Wasserbilanz und analysierte die weitere Entwicklung der GW-Stände während der Vegetationsperiode. Die in der Spreewald-Region von den zuständigen Wasser- und Umweltbehörden, Landnutzern und betroffenen Bewohnern regelmäßig diskutierten Modifizierungen der gegenwärtig praktizierten Stauziele dienten dabei als Grundlage. Im Beitrag werden Ergebnisse aus den Jahren 2014 bis 2017 dargestellt. Hierzu wurden jeweils die Hauptvegetationsperioden vom 1. April bis 30. September ausgewertet.

Die untersuchten Varianten verfolgten folgende Zielstellungen:

- Variante 1 repräsentierte den Wasserhaushalt der umgebenden Fläche, der nach den gegenwärtig praktizierten und im Staubeirat des Spreewalds abgestimmten Vorgaben reguliert wurde. Die untere Randbedingung in Variante 1 wurde nach dem gemessenen GW-Stand am Referenzmessplatz geregelt (Referenzvariante).
- Variante 2 hatte höhere Wasserstände im Frühjahr (ca. 5 cm u. F. Anfang April). Sie repräsentierte eine Wassermanagementoption mit leicht erhöhtem Wasserrückhalt in der Fläche. Es wurde nur entwässert, wenn die Wasserstände höher als 5 cm u. F. anstiegen. Diese Variante könnte einen Kompromiss zwischen den Anforderungen von Landwirtschaft und Umweltschutz darstellen. Die untere Randbedingung wurde nach den gemessenen Zuflüssen von Variante 1 geregelt.
- Variante 3 simulierte Wasserstände, die im April noch über Gelände lagen (max. 8 cm). Es erfolgte keine Entwässerung. Solche Bedingungen sind in natürlichen oder wiedervernässten Niedermooren anzutreffen und mit Einschränkungen für die landwirtschaftliche Nutzung verbunden. Die untere Randbedingung wurde wie bei Variante 2 nach den gemessenen Zuflüssen von Variante 1 geregelt.
- Variante 4 orientierte sich an optimalen Wasserständen für eine landwirtschaftliche Grünlandnutzung. Diese liegen bei 30 cm u. F. im Winter und 50 cm u. F. im Sommer. Dies ent-

spricht ganzjährig den Anforderungen der Landnutzer an Ertrag, Futterqualität und Befahr- bzw. Beweidbarkeit der Fläche. Als untere Randbedingung wurde eine Zeitreihe mit konstanten Ziel-GW-Ständen vorgegeben.

Zur besseren Veranschaulichung der Auswirkung der langfristigen Vegetationsveränderungen wurden Bilanzwerte aus dem Jahr 2010 unmittelbar nach der Installation der Lysimeteranlage mit herangezogen. Im Jahr 2010 wurden zwar teilweise andere Untersuchungsvarianten auf den Lysimetern als in den Jahren 2014 bis 2017 gefahren, jedoch kann davon ausgegangen werden, dass zu Versuchsbeginn die ursprünglich einheitliche Ausgangsvegetation noch vorhanden war. Variante 1 wurde im Jahr 2010 nach dem gemessenen Referenzwert der umgebenden Fläche gesteuert. Auch Variante 4 entsprach dem Vorgehen der Jahre 2014 bis 2017. Die Varianten 2 und 3 repräsentierten dagegen vorgegebene Zeitreihen einer wechsellackenen und einer sehr feuchten Variante.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Randbedingungen

3.1.1 Meteorologische Verhältnisse

Der höchste Niederschlag fiel während der Vegetationsperiode des Jahres 2010 mit 478 mm. Der Niederschlag war zeitlich allerdings sehr ungleichmäßig verteilt. Auf die Monate April bis Mitte Juli entfielen lediglich 78 mm, während für die restliche Zeit bis Ende September 400 mm gemessen wurden. Diese ungleichmäßige Verteilung des Niederschlags erschwerte zumindest den Vergleich der Bilanzwerte mit den Werten der Untersuchungsperioden des Zeitraums 2014 bis 2017 und war bei der Bewertung zu berücksichtigen. Auch die Vegetationsperioden der Jahre 2014 bis 2017 unterschieden sich im Niederschlagsgeschehen (Tab. 1, Abb. 2). Von April bis September 2017 fiel mit 400 mm fast doppelt so viel Niederschlag wie im gleichen Zeitraum des Jahres 2016 (253 mm). Die Vegetationsperiode im Jahr 2014 war ebenfalls deutlich feuchter als 2015 und 2016. In den beiden nassen Jahren 2014 und 2017 gab es jeweils eine ausgeprägt feuchte Periode (2014: 106 mm vom 27. bis 30. Mai, 2017: ebenfalls 106 mm vom 28. Juni bis 1. Juli), die maßgeblich zu den hohen Niederschlagssummen führte.

Die FAO-Gras-Referenzverdunstung der einzelnen Jahre der Untersuchungsperiode 2014 bis 2017 unterschied sich kaum. Nur

Tabelle 1

Meteorologische Randbedingungen in den Untersuchungszeiträumen April bis September der Jahre 2010 und 2014 bis 2017 (TL – Lufttemperatur in 2 m Höhe, P – Niederschlag in 1 m Höhe, ET_0 – FAO-Gras-Referenzverdunstung, KWB – klimatische Wasserbilanz).
Meteorological boundary conditions during the experimental phases from April to September 2010 and 2014 to 2017 (TL – air temperature at 2 m height, P – precipitation at 1 m height, ET_0 – FAO grass reference evapotranspiration, KWB – climatic water budget).

	TL in °C	P in mm	ET_0 in mm	KWB in mm
2010	14,6	478	488	-9
2014	15,3	352	531	-179
2015	14,6	295	554	-259
2016	15,4	253	547	-294
2017	14,8	400	529	-128
2014-2017	15,0	325	540	-215

das Vergleichsjahr 2010 hatte mit 488 mm in der Vegetationsperiode eine deutlich kleinere Verdunstungssumme, was besonders auf den kühlen Mai zurückzuführen war.

Die unterschiedlichen Werte der klimatischen Wasserbilanz spiegeln in erster Linie das unterschiedliche Niederschlagsgeschehen wider. Sie verdeutlichen aber auch das große Defizit in der Wasserbilanz der Vegetationsperiode, was charakteristisch für das nordostdeutsche Tiefland ist. Nur im Jahr 2010 gab es aufgrund des für die Spreewald Region extrem nassen Sommers eine fast ausgeglichene klimatische Wasserbilanz. Ausgeprägte Perioden mit einem Defizit in der klimatischen Wasserbilanz gab es in den Jahren 2015 bis 2017 zu Beginn der Vegetationsperiode (rd. -100 mm vom 1. April bis 6. Juni) sowie vom 15. Juli bis 1. September 2015 mit rd. -120 mm und vom 6. August bis 30. September 2016 mit rd. -130 mm.

3.1.2 Vegetationsparameter

Der Vergleich der Ertragszahlen und der LAI-Werte im Jahr der Inbetriebnahme der Anlage 2010 zeigte, dass nur die Variante 4 mit höheren Werten herausragte (Tab. 2). Die Werte aller anderen Lysimeter wiesen im Jahr 2010 keine Unterschiede auf, was noch einmal unterstreicht, dass alle Monolithen die gleiche Ausgangsvegetation bei der Installation der Lysimeteranlage hatten. Die höheren Werte von Variante 4 resultierten aus den extrem nassen Bedingungen im Sommer 2010. Diese wirkten sich insbesondere bei den Varianten 1 und 3 mit den relativ hohen GW-Ständen und der nicht daran angepassten Vegetation hemmend auf das Wachstum aus. Bei Variante 2 mit GW-Ständen von 100 cm u. F. war dagegen besonders in der Trockenperiode bis Mitte Juli nicht immer eine optimale Wasserversorgung der Pflanzen gegeben. Die gemessenen LAI-Werte der Jahre 2014 bis 2017 lagen deutlich unter den Messwerten im Jahr 2010, was auf den Messtechnikwechsel von LAI-2000 zu SS1 zurückzuführen war. Im Gegensatz dazu waren die Erntemas- sen in den Jahren 2014 bis 2017 fast immer größer als im Jahr 2010. Auch wenn die absolute Höhe der gemessenen LAI-Werte nicht geprüft werden konnte, zeigt das die Abhängigkeit der gemessenen LAI-Werte vom Messgerätetyp und lässt Zweifel an der Validität der gemessenen Absolutwerte aufkommen. Die relativen Unterschiede zwischen den Varianten waren jedoch plausibel und wurden von den geernteten Trockenmassen bestätigt.

Waren im Jahr 2010 zwischen Variante 1 und 3 hinsichtlich Trockenmasse

Tabelle 2

Geerntete Trockenmasse (Summe von zwei Schnitten pro Jahr) und mittlerer Blattflächenindex (LAI) zu den Ernteterminen der Varianten 1 bis 4 (LAI-Messung 2010 mit LAI-2000, 2014 bis 2017 mit SS1).
Dry mass (sum of two cuts per year) and mean leaf area index (LAI) values at the cutting dates of the variants 1 to 4 (LAI was measured with LAI-2000 in 2010 and with SS1 in 2014 to 2017).

	Trockenmasse in g/m ²				LAI in m ² /m ²			
	1	2	3	4	1	2	3	4
2010	339	342	342	500	3,6	3,5	3,0	5,1
2014	302	448	798	369	1,2	2,2	2,8	1,5
2015	430	643	1006	787	1,1	1,8	2,9	2,7
2016	490	689	891	619	1,0	2,2	2,7	1,5
2017	423	675	696	524	1,2	3,3	2,4	2,7
2014-2017	411	614	848	575	1,1	2,4	2,7	2,1

und LAI keine signifikanten Unterschiede erkennbar, zeigten sich diese in den Untersuchungsperioden 2014 bis 2017 (Tab. 2). Die Signifikanzprüfung beruhte auf einer einfachen ANOVA mit $p < 0,001$. Variante 3 mit den höchsten Wasserständen hatte in allen Jahren die größte Biomasseproduktion, Variante 1 immer die geringste. Auch die LAI-Werte spiegelten dies wider. Die mittelfristige Anpassung der Vegetation an die vorherrschenden Grundwasser-Bedingungen (DIETRICH & KAISER, 2017) führte zu den unterschiedlichen Vegetationsgemeinschaften (Tab. 3).

In den Varianten 1 und 2 entwickelten sich vergleichsweise ähnliche Bestände einer artenreichen wechselfeuchten Auenwiese,

Tabelle 3

Überblick über die sich herausbildende Vegetationsdifferenzierung in den Untersuchungsvarianten (Vegetationsgruppen enthalten Deckungsanteile in %).

Overview of the vegetation development of the variants (vegetation groups contain the cover percentage in %).

	Jahr	Großseggen und Binsen	Futtergräser*	Flutrasenarten**	Kräuter	Leguminosen***	mittlere Feuchtezahl
Ausgangsbestand	2010	16	34	7	45	10	6,8
Var1	2011	13	34	10	28	4	6,6
	2013	33	8	20	56	3	7,1
	2015	33	7	7	40	5	6,8
	2017	31	4	1	24	3	6,6
Var2	2011	3	50	3	27	3	6,9
	2013	30	43	3	29	3	6,7
	2015	30	15	0	15	3	6,6
	2017	30	6	0	25	10	6,6
Var3	2011	50	23	43	3	1	7,8
	2013	75	0	38	4	0	7,9
	2015	43	1	38	8	0	7,5
	2017	48	1	20	8	0	7,6
Var4	2011	5	46	0	10	3	6,8
	2013	38	5	23	31	1	6,9
	2015	63	7	4	27	4	6,5
	2017	63	6	3	34	3	6,7

* mit: *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea*, *Festuca rubra*, *Phalaris arundinacea*, *Phleum pratense*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis*

** mit: *Agrostis canina*, *Alopecurus geniculatus*, *Glyceria fluitans*, *Ranunculus repens*

*** überwiegend *Trifolium dubium*, *T. pratense* und *T. repens*

in der sowohl Nässe- (Großseggen) als auch Frischezeiger vertreten waren. Variante 4 enthielt ein ähnliches Arteninventar wie die zuvor genannten, jedoch bildete sich hier ein höherer Großseggenanteil heraus. Variante 3 entwickelte sich dagegen aufgrund der höheren GW-Stände zu einem kräuterarmen Großseggenbestand mit ausgeprägter Flutrasenvegetation in der Unterschicht und fehlenden Leguminosen. Der Anteil an Futtergräsern reduzierte sich im Laufe der Untersuchungsjahre bei allen Varianten deutlich. Dies kann eine Folgewirkung von Überflutungsereignissen (Variante 3) und/oder von Nährstoffaushagerung gewesen sein.

Die aus der Vegetation abgeleiteten mittleren Feuchtezahlen reflektieren das deutlich abweichende Grundwasser-Regime von Variante 3. Die nassen Standortbedingungen führten hier zur Verschlechterung der Futterqualität infolge des starken Rückgangs der Futtergräser. Trotz des höchsten Ertrages ist diese Variante daher nicht optimal für die landwirtschaftliche Nutzung.

3.2 Grundwasserstände

Beim Vergleich der GW-Stände der vier Untersuchungsvarianten der Jahre 2014 bis 2017 mit dem Vergleichsjahr 2010 waren einige Unterschiede im Versuchsdesign zu beachten. So wurde im Jahr 2010 Variante 1 wie in den Jahren 2014 bis 2017 nach dem GW-Stand der Referenzfläche gesteuert und auch Variante 4 entsprach den gleichen Vorgaben für eine optimale landwirtschaftliche Grünlandnutzung wie in den Untersuchungsjahren 2014 bis 2017. Dagegen gab es im Jahr 2010 bei den Varianten 2 und 3 feste Vorgaben für den GW-Stand, so dass diese Varianten nur bedingt mit den Werten von 2014 bis 2017 vergleichbar waren. Aber auch hier lagen die GW-Stände der Variante 3 lange Zeit über Flur, so dass sie als nasse Variante für den Vergleich geeignet war. Nur die im Jahr 2010 trockene Variante 2 passte nicht in das eigentliche Untersuchungsschema. Ihre Einbeziehung in die Betrachtungen war aber trotzdem wichtig, um die mittel- und langfristigen Auswirkungen der Vegetationsanpassung an die hydrologischen Bedingungen erklären zu können.

Der zeitliche Verlauf der GW-Stände in Abbildung 2 wurde bei den Varianten 1 bis 3 der Jahre 2014 bis 2017 vor allem durch das Niederschlagsgeschehen und die Speicherkapazität des Standorts bestimmt. Der GW-Stand von Variante 4 folgte dagegen ausschließlich den vorgegebenen konstanten Ziel-Werten mit der Absenkung von 30 auf 50 cm u. F. Ende Mai. Bei Variante 4 wurde nach Niederschlägen entsprechend schnell entwässert sowie bei Bedarf Wasser zugeführt. Damit konnten die für eine landwirtschaftliche Nutzung optimalen GW-Stände realisiert werden, jedoch wurde das natürliche Retentionsvermögen eines grundwassernahen Standorts nicht genutzt.

Für die praktische Wasserbewirtschaftung bedeutet die Einhaltung möglichst konstanter GW-Stände einen hohen Regulierungsaufwand und erfordert u. U. zusätzlichen Aufwand für die Entwässerung (z. B. Schöpfwerke) und Bewässerung (ausreichende Bereitstellung von Zusatzwasser). Sie ist auch nicht mit den Zielen der Wasserrahmenrichtlinie vereinbar, nach denen Feuchtgebiete möglichst ihre natürliche Rolle als Senke für Wasser und Stoffe in Einzugsgebieten einnehmen sollen (CIS-FG, 2003).

Die Varianten 1 bis 3 zeigten den großen Einfluss der Niederschläge auf die Entwicklung der GW-Stände während der Vege-

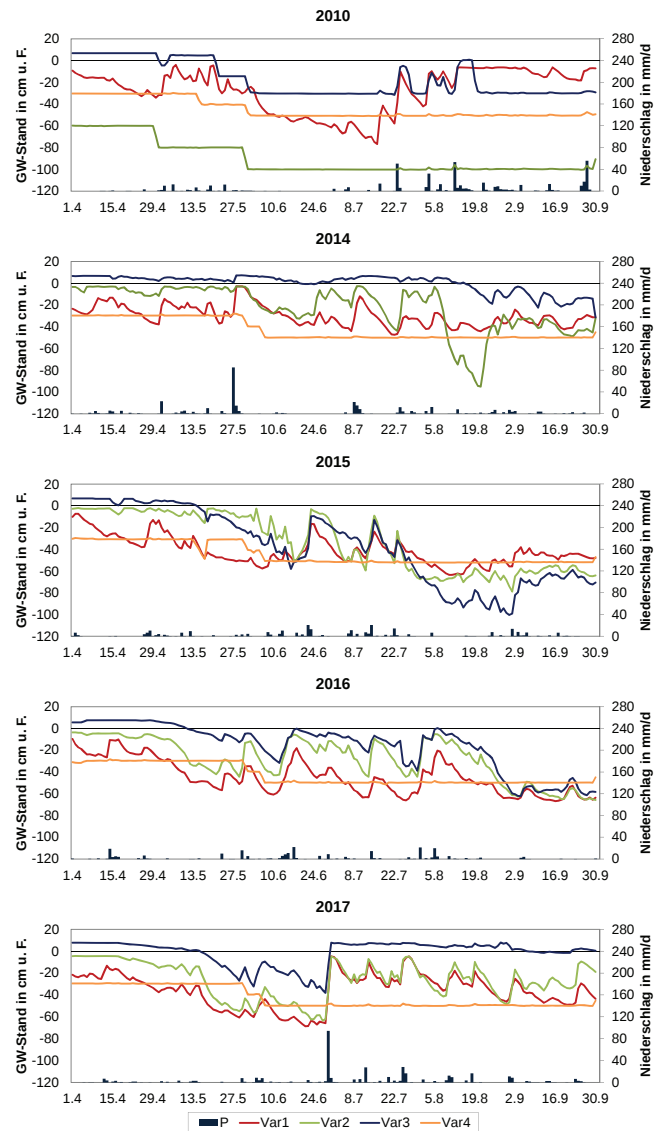
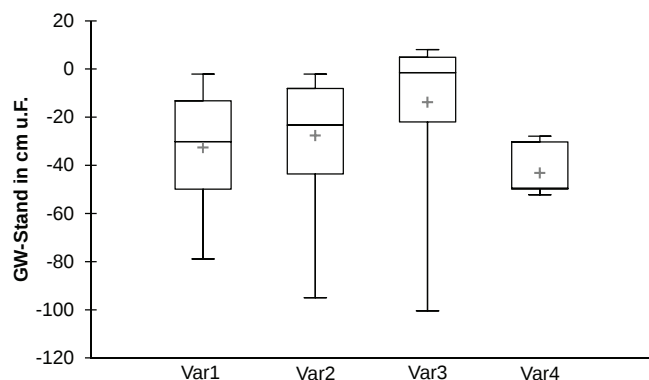


Abbildung 2

GW-Stände der Varianten 1 bis 4 und Tagessumme des Niederschlags in den Vegetationsperioden der Jahre 2010 und 2014 bis 2017.
Groundwater levels of the variants 1 to 4 and daily sums of precipitation in the vegetation periods of the years 2010 and 2014 to 2017.

tationsperiode auf. Im nassen Frühjahr des Jahres 2014 blieben alle drei Varianten fast bis Mitte August auf ihrem Ausgangsniveau und sanken dann bis Ende September nur noch wenig ab. In den anderen Jahren sanken die GW-Stände aller drei Varianten bis Ende Mai/Anfang Juni ab und unterschieden sich danach nur noch wenig voneinander. Im nassesten Jahr 2017 führten die hohen Niederschläge Ende Juni dazu, dass die GW-Stände wieder auf das Niveau der Winterstauziele anstiegen. Bei Variante 3 verblieben sie aufgrund der unterlassenen Entwässerung auch bis Ende September so hoch. Hier wurde das Retentionsvermögen der Fläche bestmöglich ausgeschöpft. Der Verlauf der trockenen Witterung führte im Jahr 2015 dazu, dass sich die GW-Stände der Varianten 1 bis 3 bis Mitte Juni auf das gleiche Niveau eingestellt hatten. In der Folgezeit bis zum Ende der Vegetationsperiode entwickelten sich die drei Varianten weiter unterschiedlich. Die GW-Stände der Variante 3 sanken am tiefsten ab, gefolgt von Variante 2 und Variante 1.


Abbildung 3

Boxplots aller GW-Stände jeder Variante für den Zeitraum von April bis September der Jahre 2014 bis 2017 (Box zeigt 25./75. Perzentil mit Median, Range Minimum und Maximum und „+“ den Mittelwert).

Boxplots of all groundwater levels of each variant for the period from April to September of the years 2014 to 2017 (box represents 25./75. percentile with median, range [i.e., minimum and maximum] and „+“ denotes the mean value).

Die geringen Schwankungen der GW-Stände von Variante 3 nach Niederschlagsereignissen sind auf das hohe Speichervermögen grundwassernaher Standorte bei Überstau zurückzuführen. Sobald die Wasserstände jedoch unter Flur sinken, ist die spezifische Speicherkapazität des Bodens sehr klein. Sie nimmt erst mit zunehmenden Flurabständen wieder zu. Die Ursache für das tiefe Absinken von Variante 3 nach längeren Trockenperioden im Sommer 2015 und 2016 war die hohe aktuelle Verdunstung der dort etablierten Vegetation. Dies zeigt die problematische Rückkopplung von hohen Wasserständen mit der Entwicklung verdunstungsintensiver Vegetation, wodurch sich nach längeren Trockenperioden die ursprünglich stabilisierenden Wirkungen der hohen Frühjahrswasserstände auch schnell umkehren und zu deutlich tieferen GW-Ständen führen können.

Die Erhöhung der Winterstauziele und die Reduzierung der Entwässerung konnte in allen Untersuchungsvarianten eine positive ökologische Wirkung erzielen (Abb. 3). Die Mediane und die Werte der 75. Perzentile der GW-Stände der Varianten 2 und 3 lagen deutlich über dem Wert der Referenzvariante. Allerdings zeigen die Minima auch, dass höhere Winterstauziele und eingeschränkte Entwässerung noch keine Garantie für dauerhaft hohe GW-Stände sind. So konnte es aufgrund der hohen aktuellen Verdunstung der Varianten 2 und 3 in längeren Trockenperioden wie im Jahr 2015 auch zu einem tieferen Absinken der GW-Stände als in Variante 1 kommen (Abb. 2).

Insbesondere die Bedingungen von Variante 3 würden eine landwirtschaftliche Nutzung kaum zulassen. Nicht nur die Befahr-

und Beweidbarkeit ist unter diesen Bedingungen eingeschränkt, auch die Futterqualität des Aufwuchses verschlechtert sich aufgrund der hohen Wasserstände mittelfristig (DE VOS et al., 2006).

3.3 Wasserbilanz

3.3.1 Niederschlag

Jedes Lysimeter hatte entsprechend der Methodik seinen separat ermittelten Niederschlag, so dass sich die Summen der Niederschläge jeder Variante unterschieden (Tab. 4). Jedoch waren die Unterschiede zwischen den Varianten deutlich kleiner als die Differenzen zum Hellmann Regenmesser (Mittel 2014 bis 2017: Hellmann 325 mm, alle Lysimeter 373 mm). Die gemessene Differenz zum Hellmann Regenmesser lag im Mittel bei 15 %, was den bekannten Werten für ungeschützte Standorte nach RICHTER (1995) entspricht. Die unterschiedlichen Niederschlagssummen der Varianten unterstreichen die Notwendigkeit separater Niederschlagsmessungen für jedes Lysimeter als Grundlage für die Verdunstungsberechnung über die Bilanzgleichung (1).

Die kumulierten Werte in Abbildung 4 veranschaulichen, dass die Summe des Niederschlags der gesamten Vegetationsperiode immer größer als die Summe von Zu- und Abfluss bzw. Speicheränderung war. In Jahren mit trockenen Phasen zu Beginn der Vegetationsperiode (2010, 2015 bis 2017) spielte die Bedeutung des Zuflusses und die Wasserentnahme aus dem Flächenspeicher

Tabelle 4

Wasserbilanzsummen und Mittelwerte der Bestandskoeffizienten von April bis September (P – Niederschlag, ETa – aktuelle Verdunstung, k_c – Bestandskoeffizient, ΔS – Speicheränderung, R_{zu} – Zufluss, R_{ab} – Abfluss, $R_{ges} = R_{zu} + R_{ab}$).
Sum of the water budget and crop coefficient averages from April to September (P – precipitation, ETa – actual evapotranspiration, k_c – crop coefficient, ΔS – storage change, R_{zu} – inflow, R_{ab} – outflow, $R_{ges} = R_{zu} + R_{ab}$).

Jahr	Variante	P	ETa	k_c	ΔS	R_{zu}	R_{ab}	R_{ges}
2010	1	563	560	1,17	1	200	-197	3
	2	584	550	1,10	-53	98	-185	-87
	3	592	572	1,23	-40	266	-324	-58
	4	595	663	1,31	-9	325	-270	55
2014	1	398	556	1,01	-1	333	-176	157
	2	411	577	1,08	-25	287	-147	140
	3	435	783	1,48	-26	372	-50	322
	4	402	575	1,04	-6	394	-219	175
2015	1	304	556	1,00	-65	231	-34	197
	2	304	631	1,14	-93	262	-27	236
	3	338	721	1,30	-150	250	-5	245
	4	314	582	1,04	-11	400	-121	278
2016	1	276	487	0,88	-42	255	-87	168
	2	288	577	1,07	-54	286	-50	236
	3	296	673	1,21	-100	287	-10	277
	4	286	499	0,91	-21	333	-143	189
2017	1	472	508	0,96	-15	188	-167	21
	2	476	609	1,14	-18	221	-113	108
	3	493	663	1,27	-10	229	-70	159
	4	482	484	0,90	-9	236	-238	-3
Mittelwert 2014-2017	1	362	527	0,96	-31	252	-116	136
	2	370	599	1,11	-47	264	-84	180
	3	391	710	1,32	-71	285	-34	251
	4	371	535	0,97	-12	340	-180	160

für die Versorgung der Vegetation dagegen häufig eine größere oder vergleichbare Rolle wie der Niederschlag.

Die Monatssummen des Niederschlags der Jahre 2014 bis 2017 zeigten sowohl große Schwankungsbereiche im Mai und Juni als auch Monate mit geringeren Mittelwerten und kleinen Schwankungsbereichen im April und September (Abb. 5). Insbesondere der Mai und Juni hatten im Untersuchungszeitraum sehr unterschiedliche Niederschlagsbedingungen. So fiel im Mai in 3 von 4 Jahren nur ca. die Hälfte des langjährig mittleren Niederschlags, 2014 allerdings auch die 3-fache Menge. Ähnlich verhielt es sich im überdurchschnittlich nassen Juni des Jahres 2017.

3.3.2 Aktuelle Verdunstung

Die aktuelle Verdunstung war in der Vegetationsperiode der Jahre 2014 bis 2017 immer die Bilanzgröße mit dem betragsmäßig größten Wert (Tab. 4). Ihre Werte überstiegen auch in nassen Jahren den Niederschlag und waren in trockenen Jahren mehr

als doppelt so hoch wie der Niederschlag. Lediglich im überdurchschnittlich nassen Jahr 2010 war die Niederschlagssumme etwas größer als die aktuelle Verdunstung der Varianten 1 bis 3, auch da die Vegetation noch nicht an die hohen GW-Stände angepasst war. Das Defizit in der klimatischen Bilanz ($P - E_{ta}$) unterstreicht die Abhängigkeit dieses Nahrungsgebietes von den Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet, was auch für sehr viele andere Nahrungsgebiete unter nordostdeutschen Klimabedingungen zutrifft (QUAST, 1995).

Bei den mittleren Summen der aktuellen Verdunstung in der Vegetationsperiode gab es unterschiedlich stark ausgeprägte Unterschiede zwischen den Varianten und den einzelnen Jahren. Variante 3 hatte in allen Jahren die höchste aktuelle Verdunstung und Variante 1 in den Jahren von 2014 bis 2016 bzw. Variante 4 im Jahr 2017 den niedrigsten Wert. Die Differenz zwischen der höchsten und niedrigsten aktuellen Verdunstung betrug im Jahr 2014 227 mm und im Jahr 2016 165 mm (Tab. 4). Innerhalb des

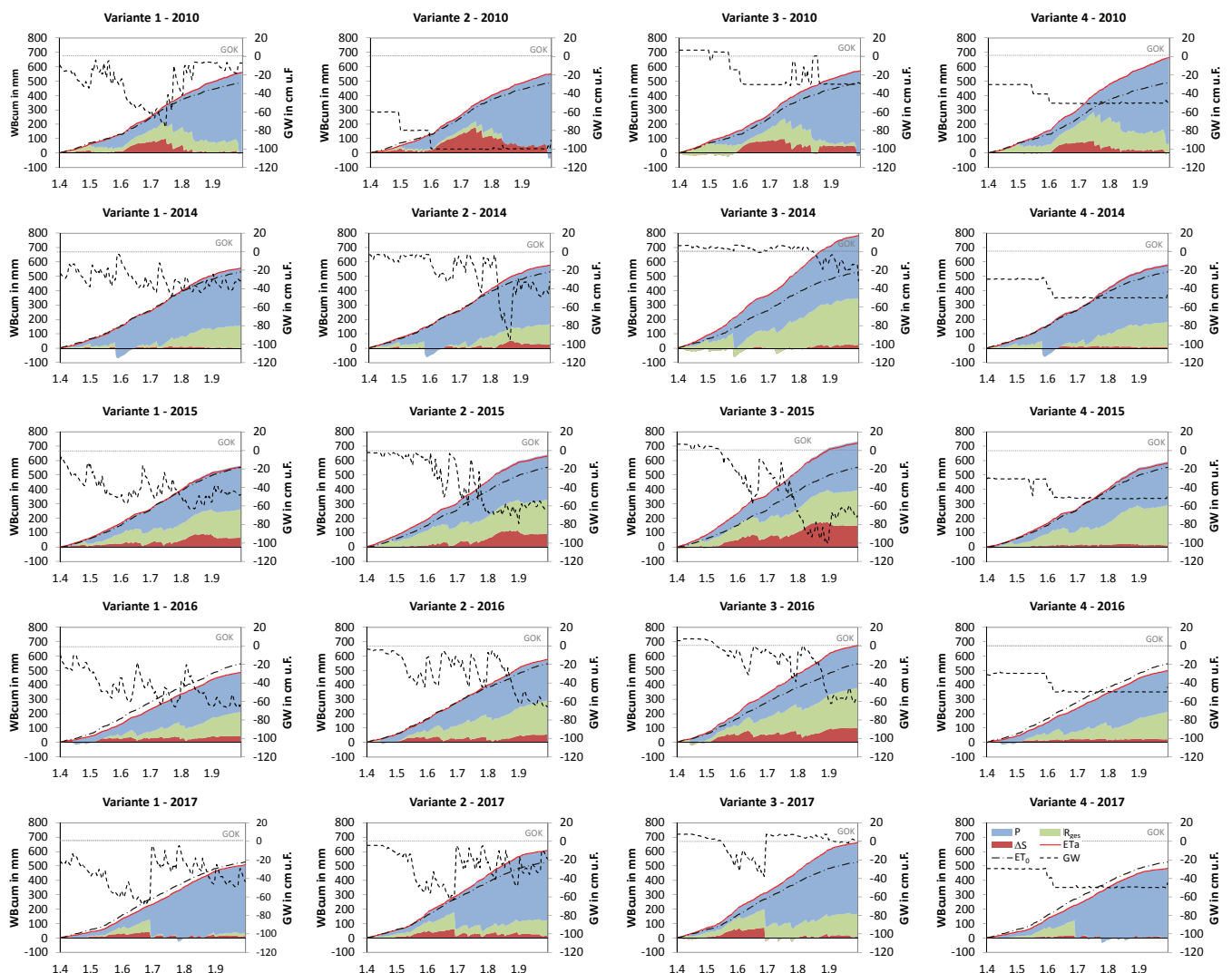


Abbildung 4

Kumulierte Wasserbilanzkomponenten (WBcum) und GW-Stände unter Flur (GW) in den Vegetationsperioden der Jahre 2010 und 2014 bis 2017 (P – Niederschlag, E_{ta} – aktuelle Verdunstung, ΔS – Speicheränderung, R_{ges} – Summe aus Zu- und Abfluss, E_{to} – FAO-Gras-Referenzverdunstung, GW – GW-Stand).

Cumulated water budget components (WBcum) and water tables below surface (GW) of the vegetation periods 2010 and 2014 to 2017 (P – precipitation, E_{ta} – actual evapotranspiration, ΔS – storage change, R_{ges} – sum of inflow and outflow, E_{to} – FAO grass reference evapotranspiration, GW – groundwater table).

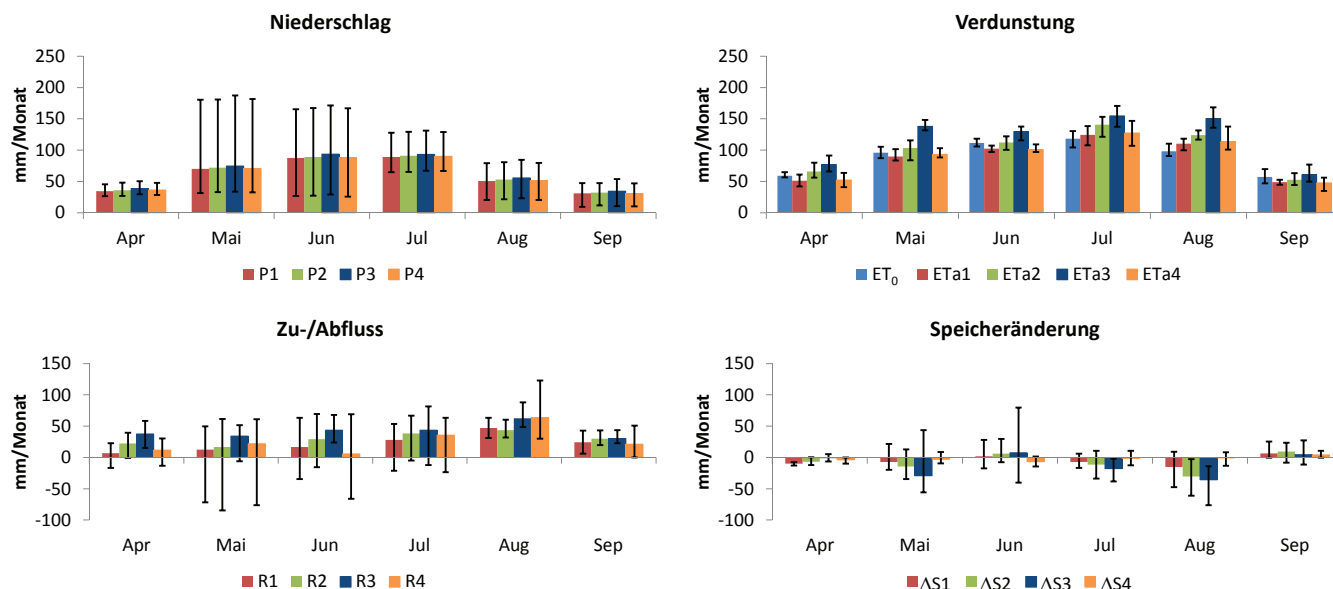


Abbildung 5

Mittlere Monatssummen von Niederschlag, aktueller Verdunstung, Zu-/Abfluss und Speicheränderung der Monate April bis September der Jahre 2014 bis 2017 (Schwankungsbereich kennzeichnet die Werte der Monate mit minimaler und maximaler Summe).

Mean monthly sums of precipitation, evapotranspiration, inflow/outflow and storage change of the months April to September of the years 2014 to 2017 (range shows the values of the months with minimal and maximal sum).

Untersuchungszeitraumes entwickelte sich die aktuelle Verdunstung der Varianten aber auch unterschiedlich. So lag die Variante 2 im Jahr 2014 noch auf dem Niveau der Varianten 1 und 4. Ab dem Jahr 2015 hatte sie höhere Werte und näherte sich dem Niveau von Variante 3 an.

Bei der Einordnung der Verdunstungswerte ist zu berücksichtigen, dass Lysimeteruntersuchungen immer einem sogenannten Oaseneffekt unterliegen können. Hierbei wird durch die Abweichung der Bedingungen im Lysimeter (vor allem hinsichtlich der Vegetation) zur Umgebung ein advektiver Wärme- und Feuchtetransport ausgelöst, welcher die Verdunstung des Lysimeters beeinflussen kann. Die Gestaltung der Anlage und direkte Einbindung in eine Graslandfläche mit grundwassernahen Standortbedingungen sollte diesen Effekt hier jedoch minimiert haben (s. Abschnitt 2.2) und speziell hinsichtlich Variante 1 stimmten alle für die Verdunstung maßgebenden Randbedingungen in der umgebenden Fläche mit denen dieser Variante überein. Bei den verbleibenden Varianten ist es nicht auszuschließen, dass die gemessene aktuelle Verdunstung von den Werten, die auf einer großen homogenen Fläche mit denselben, feuchteren Bedingungen gemessen worden wären, abweichen. Unterschiede der aktuellen Verdunstung zwischen den Varianten wären somit verstärkt worden. Auf die Rangfolge der Varianten hat dies jedoch keinen Einfluss.

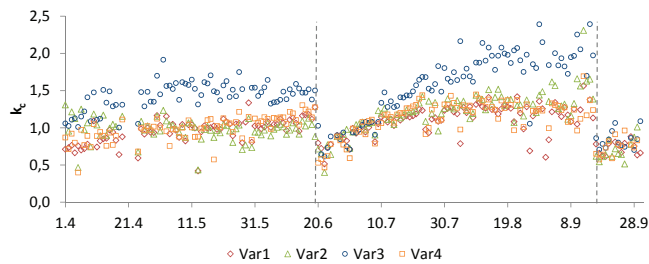
Die Mittelwerte der Varianten 1 und 4 der Jahre 2014 bis 2017 lagen mit 527 bzw. 535 mm auf dem Niveau der FAO-Gras-Referenzverdunstung (540 mm) und damit weit unter dem Mittelwert von Variante 3 mit 710 mm. Der mittlere Bestandskoeffizient k_c der Variante 3 betrug 1,3 (Tab. 4) und lag damit noch über dem von MIEGEL et al. (2016) für Schilfbestände angewendeten Wert. Bei Variante 3 hatte sich die Vegetation den hohen Wasserständen sehr gut angepasst. Abbildung 6 veranschaulicht die Entwicklung der k_c -Tageswerte am Beispiel des Jahres 2014. Die k_c -Werte

der Varianten 1, 2 und 4 bewegten sich auf einem vergleichbaren Niveau von rd. 1,0 bis zum ersten Schnitt am 20. Juni. Nachdem sich die Vegetation innerhalb von rd. drei Wochen danach wieder voll entwickelt hatte, lagen die k_c -Werte bei 1,25. Variante 3 unterschied sich dagegen mit k_c -Werten von rd. 1,5 bis zum ersten Schnitt und k_c -Werten bis 2,0 im August wieder deutlich von den anderen Varianten.

In der Literatur streuen die Angaben zu k_c -Werten für Feuchtgebietsvegetation ebenfalls sehr breit. Von DREXLER et al. (2008) für Nordamerika zusammengestellte Literaturwerte liegen zwischen 0,3 und 1,8, je nach Zeitraum und Vegetationsart. FERMOR et al. (2001) ermittelten in Mittelengland k_c -Werten für Schilf bis 2,1, TIRANA et al. (2015) in Mittelitalien bis 1,9. DREXLER et al. (2004) schlagen daher auch vor, den k_c -Wert immer für die regionalen Standortbedingungen zu kalibrieren. Die eingeschränkte Übertragbarkeit derartiger Literaturwerte auf Gebiete mit anderen Randbedingungen unterstreicht den Bedarf an belastbaren regionsspezifischen Werten der aktuellen Verdunstung für Planung und Bewirtschaftung des Wasserhaushalts.

Die GW-Stände aller Varianten waren in den Jahren von 2014 bis 2017 so hoch, dass kein mit Wassermangel verbundener Trockenstress für die Vegetation bestand. Die Unterschiede zwischen den Verdunstungswerten der Varianten können daher nur auf die Vegetationsunterschiede zurückzuführen sein. Die Vegetationsaufnahmen zeigen (vgl. 3.1.2), dass der Seggenbestand auf der Variante 4 am stärksten ausgeprägt war (Tab. 3).

Im Vergleichsjahr 2010 gab es diese Unterschiede noch nicht. Dort wurde die höchste aktuelle Verdunstung nicht auf der Variante mit den höchsten Wasserständen gemessen, sondern auf der Variante 4, der Variante mit den optimalen Wasserständen für die landwirtschaftliche Nutzung (Tab. 4). Der Grund war die im Jahr 2010 noch nicht an die nassen Bedingungen angepasste Ve-

**Abbildung 6**

Entwicklung der Bestandskoeffizienten k_c der vier Untersuchungsvarianten im Jahr 2014 (gestrichelte Linie markiert Schnittermine).

Development of the crop coefficients k_c of the investigated variants in 2014 (dashed lines indicate harvesting dates).

getation. Die geernteten Biomassen bestätigen dies. Wie in den Jahren 2014 bis 2017 (Variante 3) wurde im Jahr 2010 die größte Biomasse auch auf dem Lysimeter mit der höchsten Verdunstung (Variante 4) geerntet (vgl. Tab. 2).

Der Anstieg der kumulierten aktuellen Verdunstung in Abbildung 4 (rote Linien) verläuft in den Monaten April und September flacher als von Mai bis August. Im April und September lagen die durchschnittlichen Tagessummen der Varianten zwischen 1,5 und 2,5 mm/d. Im April war die Vegetationsentwicklung besonders in Jahren mit kühler Witterung noch nicht weit fortgeschritten. Im September wurde am Beginn des Monats immer der 2. Schnitt durchgeführt und anders als beim 1. Schnitt im Juni wuchsen die Bestände in den Lysimetern nur sehr langsam nach. Von Anfang Mai bis Ende August stieg die kumulierte aktuelle Verdunstung dagegen gleichmäßig steil an, was auf durchgehend hohe Verdunstungswerte zurückzuführen ist. Auch nach dem 1. Schnitt im Juni erholte sich die Vegetation sehr schnell wieder und erreichte nach gut einer Woche wieder vergleichbare Werte wie vor der Ernte.

Im Vergleich zur FAO-Gras-Referenzverdunstung war die aktuelle Verdunstung der Varianten 2 und 3 immer höher. Die Varianten 1 und 4 lagen in den Jahren 2014 und 2015 noch auf dem Niveau der FAO-Gras-Referenzverdunstung und in den Jahren 2016 und 2017 darunter (Abb. 4, Tab. 1 und 4). Der in den letzten beiden Jahren leicht abnehmende Biomassertrag bei Variante 1 und 4 erklärt diesen Befund.

Die Monatssummen der aktuellen Verdunstung unterstreichen die Unterschiede zwischen den Varianten (Abb. 5). Die gemessenen Monatssummen der Varianten waren relativ stabil (kleine Schwankungsbreite zwischen den Jahren) und spiegelten den Jahresgang der meteorologischen Randbedingungen wider (FAO-Gras-Referenzverdunstung). Sie stiegen bis in den Juli hinein an, lagen von Mai bis August größtenteils über 100 mm, und sanken erst im September wieder deutlich auf rd. 50 mm ab. Klare Unterschiede zwischen den Varianten gab es in allen Monaten. Variante 3 lag von April bis August immer über der FAO-Gras-Referenzverdunstung, die anderen Varianten nur im Juli und August.

Die Ergebnisse zeigen, dass die im Untersuchungszeitraum differenzierten Grundwasserflurabstände der einzelnen Varianten zu einer sehr unterschiedlichen Vegetationsausprägung führten, ein Umstand der dafür verantwortlich war, dass der Faktor Vege-

tation die Verdunstung in den Untersuchungsjahren stärker beeinflusste als der Grundwasserflurabstand selbst. Dieser Befund unterstreicht die Aussagen von LAIO et al. (2009), TAMEA et al. (2009) oder SOYLU et al. (2014), welche für eine stärkere Integration ökohydrologischer Ansätze in die Modellierung des Bodenwasserhaushalts grundwassernaher Standorte plädieren. Rein hydrologisch ausgerichtete Modellansätze sollten um Module ergänzt werden, die auch die mittelfristigen Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung bei sich ändernden hydrologischen Verhältnissen berücksichtigen können.

3.3.3 Speicheränderung

Die betragsmäßig kleinste Wasserbilanzgröße war die Speicheränderung, was auf die insgesamt sehr hohen und stabilen GW-Stände zurückzuführen ist, die nur kurzzeitig unter 60 cm u. F. absanken. Die Variante 3 hatte insgesamt den GW-Stand mit der größten Amplitude. Ihre Jahreswerte der Speicheränderung lagen bei -71 mm im Mittel der Jahre 2014 – 2017 (Tab. 4). Die nahezu konstanten GW-Stände von Variante 4 (mittlere Speicheränderung von nur -12 mm) führten dazu, dass das natürliche Speichervermögen des Standorts nicht genutzt wurde, um besonders nach Niederschlägen Wasser in der Fläche zu speichern.

Die größten Wasserentnahmen aus dem Flächenspeicher wurden bei den Varianten 1 bis 3 im Untersuchungsjahr 2015 gemessen (Abb. 4). Sie gingen einher mit den tiefsten Grundwasser-Absenkungen (Variante 2 und 3) während des Untersuchungszeitraumes und lagen in einer relativ trockenen Periode mit hoher aktueller Verdunstung von Anfang August bis Ende September.

In allen Jahren war der Zusammenhang zwischen den Tageswerten der Speicheränderung und der FAO-Gras-Referenzverdunstung der Varianten 1 bis 3 nur sehr schwach ausgeprägt ($R^2 < 0,25$). Demgegenüber war der zwischen Speicheränderung und Niederschlag deutlich stärker ($R^2 > 0,7$), mit Ausnahme der Variante 2 im Jahr 2014. Der große Schwankungsbereich der Monatswerte von Variante 3 in Abbildung 5 bestätigt dies, wurde er doch durch die Starkniederschläge im Mai und Juni und die durch das Versuchsdesign unterbundene Entwässerung verursacht.

3.3.4 Zufluss und Abfluss

Die mittleren Summen der gemessenen Zu- und Abfluss-Werte R_{ges} zeigten in fast allen Monaten und Varianten positive Werte, d. h. der Zufluss war größer als der Abfluss (Tab. 4). Nur die Starkniederschläge im Mai 2014 und Juni/Juli 2017 führten in der Monatsbilanz zu Abflüssen (Schwankungsbereich Zu-/Abfluss, Abb. 5). Die mittleren Zuflüsse stiegen bis zum August immer weiter an. Die mittleren August-Werte lagen zwischen 44 mm (Variante 2) und 64 mm (Variante 4).

Die gegenüber der Referenzvariante 1 hohen Verdunstungswerte von Variante 3 wurden nur zum Teil durch den verbesserten Wasserrückhalt (Speicher) kompensiert. Eine erhoffte Reduzierung der Wasserentnahmen aus den Zuflüssen wurde nicht erreicht. Im Gegenteil, die Entnahmen stiegen sogar noch leicht an. Stand dieses Wasser nicht als Zufluss aus dem Einzugsgebiet zur Verfügung, erhöhte sich die Wasserentnahme aus dem Flächenspeicher und tiefer absinkende GW-Stände wie im August 2015 waren die Folge (Abb. 4).

Die insgesamt höchsten Abflüsse hatte die Variante 4 (-180 mm), da hier, wie schon beschrieben, das natürliche Speicherver-

mögen des Standorts durch die erzwungene Einhaltung der konstanten Ziel-GW-Stände außer Kraft gesetzt wurde. Diese Konstanz der hohen Grundwasserstände erforderte auch die insgesamt höchsten Zuflüsse (+340 mm). Die aus technologischer Sicht der Landwirtschaft vorteilhaften konstanten GW-Stände von ca. 50 cm u. F. haben so zur Folge, dass sich die Schwankungen in den Gewässerabflüssen unterhalb von Niederungsgebieten vergrößern.

4. Schlussfolgerungen

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen die komplexen Reaktionen des Bodenwasserhaushalts eines grundwassernahen Standorts auf eine Anhebung der Ziel-GW-Stände zu Beginn des Frühjahrs. Mit Grundwasser-Lysimetern wurden die Auswirkungen auf die Wasserbilanzgrößen und den Verlauf des GW-Standes während der Vegetationsperiode analysiert. Bei den Ergebnissen ist zwischen kurz- und mittel-/langfristigen Wirkungen zu unterscheiden. Veränderte Stauziele führen unmittelbar zu einer Speicheränderung in der Fläche. Mittel- und langfristig kommt es aber auch zu Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung. In Folge dauerhaft hoher Wasserstände verschiebt sich das Artengefüge der Vegetation hin zu feuchteangepassten Arten. Dies hat deutlich höhere Verdunstungswerte und auch Wasserentnahmen aus dem Grundwasser und letztlich dem Gewässersystem zur Folge. Der verbesserte Wasserrückhalt reicht insbesondere in Jahren mit längeren Trockenperioden nicht aus, um die gestiegene aktuelle Verdunstung während der ganzen Vegetationsperiode zu kompensieren. Für die Planung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen und auch für die operative Wasserbewirtschaftung reicht daher eine rein hydrologisch/wasserwirtschaftliche Herangehensweise nicht aus, sondern es ist auch eine Berücksichtigung ökohydrologischer Aspekte erforderlich.

Mit höheren Ziel-GW-Ständen können die Ziele des Biotop- und Ressourcenschutzes besser erreicht werden (s. Abbildung 3). GW-Stände unter 50 cm u. F. wurden bei diesen Varianten im Untersuchungszeitraum nur selten unterschritten. Ob damit auf Moorstandorten auch schon Bedingungen vorherrschen, die ein Torfwachstum ermöglichen, kann hier nicht beantwortet werden. Kurzfristige Lysimeteruntersuchungen sind hierfür auch weniger geeignet, da nachhaltiges Torfwachstum erst nach sehr langen Zeiträumen von mehreren Jahrzehnten nachweisbar ist. Für die landwirtschaftliche Nutzung bedeuten Wasserstände über Gelände im Frühjahr, wie in Variante 3, eine starke Einschränkung, da in feuchten Jahren ein langanhaltender Überstau der Fläche droht. Variante 2 könnte hier einen Kompromiss darstellen. Sie schränkt die Befahr- und Beweidbarkeit der Fläche deutlich weniger ein.

Die Speicheränderung durch Anhebung der Ziel-GW-Stände ist betragsmäßig die kleinste Wasserbilanzgröße. Sie wird durch eine Anhebung der Stauziele direkt vergrößert, bleibt aber trotzdem relativ klein im Vergleich zu den anderen Bilanzgrößen. Eine Vergrößerung der innerjährlichen Grundwasser-Amplituden würde den nutzbaren Speicher vergrößern, wäre aber zumindest auf Moorstandorten nicht mit den Zielen des Ressourcenschutzes vereinbar. Das Speichervermögen des Standorts wird durch die Unterbindung der Entwässerung verbessert, was insbesondere nach größeren Niederschlagsereignissen eintritt und dem natürlichen Verhalten dieser Standorte entspricht.

Die Ergebnisse können zu einer sachgerechten Diskussion über die Veränderung von Stauzielen für die Wasserbewirtschaftung grundwassernaher Standorte beitragen und zur Ableitung tragfähiger Kompromisse dienen. Sie können den Regionalverantwortlichen die Entscheidung allerdings nicht abnehmen. Diese müssen neben den hydrologischen Zusammenhängen auch immer die Auswirkungen auf das wasserwirtschaftliche Gesamtsystem und die Kosten einbeziehen.

Conclusions

The investigation at a shallow groundwater table site revealed that increasing target groundwater levels in early spring cause complex reactions of the site's soil water balance. Effects on the water budget and the groundwater hydrograph during the vegetation period were analysed using groundwater lysimeters. Short and medium/longterm effects had to be distinguished. Modified target groundwater levels change the water storage of the shallow water table site immediately. In the medium and long term they induced changes in composition of the vegetation cover. Where water tables were permanently high, the vegetation cover shifted towards species typical of wetlands. Consequently, evapotranspiration and water consumption from the aquifer, the streams and ditches of the wetland area increased. The additional water retained by raising the target water levels was not sufficient to compensate for the increased evapotranspiration during the whole vegetation period, especially in dry years. In sum, water resources management at shallow water table sites cannot be based only on a hydrological assessment, but rather also has to take eco-hydrological aspects into account.

Higher target groundwater levels can help to achieve the aims of biotope and resource protection (Fig. 3). For such variants, depths to water table rarely dropped below 50 cm during the investigation period. Yet it is not clear whether these conditions are already sufficient to initiate peat growth. The time frame of lysimeter experiments is generally too short to answer this question because sustainable peat growth extends over decades. High groundwater tables in spring, even including inundations, as in variant 3, can restrict agricultural land use, especially in wet years. Variant 2 presents a compromise with less negative effects on trafficability and grazing.

The water storage change due to increased target groundwater levels was the smallest water budget component. The water storage was directly increased by raising target groundwater levels; still, the values were relatively small compared to the values of the other water budget components. Increasing the annual range of groundwater levels could increase the available water storage capacity but would be in contrast to the protection of the peatlands' peat resources. The storage capacity of the site is improved by preventing drainage, which occurs in particular after major precipitation events and corresponds to the natural behaviour of these sites.

The outcomes of the study may contribute to discussions about the modification of target groundwater levels at shallow water table sites and the resulting consequences, eventually serving to achieve sound compromises. However, the outcomes alone will not suffice for proper decision making, as regional water administrators have to take additional aspects like the water balance of

the whole river basin and the costs of the water resources management into consideration.

Danksagung

Die Lysimeteranlage wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des Verbundprojektes Innovationsnetzwerk Klimaanpassung Brandenburg Berlin (INKA BB) (FKZ: 01LR0803A) und dem Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg gefördert. Wir danken unserem Kollegen Ralf Tauschke für die Betreuung der Lysimeteranlage und die Durchführung der Messungen, Evelyn Wallor und Wilfried Hierold für die Bodenansprachen, Janine Dzialek für die Vegetationsaufnahmen der Jahre 2010 bis 2012, der Leitung des Biosphärenreservats für die hilfreichen Diskussionen der Untersuchungsvarianten und Ergebnisse sowie der organisatorischen Unterstützung, dem Wasser- und Bodenverband „Oberland Calau“ und der Firma UGT Müncheberg für die technische Unterstützung beim Betrieb der Anlage.

Anschriften der Verfasser

Dr. Ottfried Dietrich¹

Dipl.-Hydrol. Marcus Fahle^{1,2}

Dr. Thomas Kaiser¹

Dr. Jörg Steidl¹

¹ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
odietrich@zalf.de

Marcus.Fahle@zalf.de

tkaiser@zalf.de

jsteidl@zalf.de

² Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Stillweg 2, 30655 Hannover

Literaturverzeichnis

- ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D. & M. SMITH (1998): Crop Evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56, 300 S.
- ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., HOWELL, T.A. & M.E. JENSEN (2011): Evapotranspiration information reporting: I. Factors governing measurement accuracy. *Agricultural Water Management* 98, 899-920, DOI: 10.1016/j.agwat.2010.12.015
- CIS-FG (2003): Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Gemeinsame Umsetzungsstrategie, Übergreifender Leitfaden zur Bedeutung der Feuchtgebiete im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie. 17.12.2003
- COUWENBERG, J., THIELE, A., TANNEBERGER, F., AUGUSTIN, J., BARISCH, S., DUBOVIK, D., LIASHCHYNSKAYA, N., MICHAELIS, D., MINKE, M., SKURATOVICH, A. & H. JOOSTEN (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 67-89, DOI: 10.1007/s10750-011-0729-x
- DE VOS, J.A., VAN BAKEL, P.J.T., HOVING, I.E. & J.G. CONIJN (2006): Waterpas-model: A predictive tool for water management, agriculture, and environment. *Agricultural Water Management* 86, 187-195, DOI: 10.1016/j.agwat.2006.06.024
- DE VOS, J.A., VAN BAKEL, P.J.T., HOVING, I.E. & R.A. SMIDT (2010): Raising surface water levels in peat areas with dairy farming: Upscaling hydrological, agronomical and economic effects from farm-scale to local scale. *Agricultural Water Management* 97, 1887-1897, DOI: 10.1016/j.agwat.2010.06.017
- DIETRICH, O., BLANKENBURG, J., DANNOWSKI, R. & H. HENNINGS (2001): Vernässungsstrategien für verschiedene Standortverhältnisse. Verlag Eugen Ulmer & Co Stuttgart, 53-73
- DIETRICH, O., FAHLE, M. & M. SEYFARTH (2016): Behavior of water balance components at sites with shallow groundwater tables: Possibilities and limitations of their simulation using different ways to control weighable groundwater lysimeters. *Agricultural Water Management* 163, 75-89, DOI: 10.1016/j.agwat.2015.09.005
- DIETRICH, O., STEIDL, J. & D. PAVLIK (2012): The impact of global change on the water balance of large wetlands in the Elbe Lowland. *Regional Environmental Change* 12, 701-713, DOI: 10.1007/s10113-012-0286-5
- DREXLER, J.Z., SNYDER, R.L., SPANO, D. & K.T.U. PAW (2004): A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration. *Hydrological Processes* 18, 2071-2101, DOI: 10.1002/hyp.1462
- DREXLER, J.Z., ANDERSON, F.E. & SNYDER, R.L. (2008): Evapotranspiration rates and crop coefficients for a restored marsh in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, USA. *Hydrological Processes* 22(6), 725-735, DOI: 10.1002/hyp.6650
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen (Zusatzmaterial), 6th edition ed. Ulmer UTB, Stuttgart, 1357 S.
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327 v. 22.12.2000 (Europäische Wasserrahmenrichtlinie)
- FERMOR, P.M., HEDGES, P.D., GILBERT, J.C., & GOWING, D.J.G. (2001): Reedbed evapotranspiration rates in England. *Hydrological Processes* 15(4), 621-631, DOI: 10.1002/hyp.174
- HUO, Z., FENG, S., HUANG, G., ZHENG, Y., WANG, Y. & P. GUO (2012): Effect of groundwater level depth and irrigation amount on water fluxes at the groundwater table and water use of wheat. *Irrigation and Drainage* 61, 348-356, DOI: 10.1002/ird.685
- KAISER, T. & I. BAECK (1999): Beurteilung von Gewichtungsmethoden zur Berechnung ökologischer Feuchtezahlen auf Niedermoorgrünland. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 40, 29-33
- KARIMOV, A.K., ŠIMŮNEK, J., HANJRA, M.A., AVLIYAKULOV, M. & I. FORKUTSA (2014): Effects of the shallow water table on water use of winter wheat and ecosystem health: Implications for unlocking the potential of groundwater in the Fergana Valley (Central Asia). *Agricultural Water Management* 131, 57-69, DOI: 10.1016/j.agwat.2013.09.010
- LAIO, F., TAMEA, S., RIDOLFI, L., D'ODORICO, P. & I. RODRIGUEZ-ITURBE (2009): Ecohydrology of groundwater-dependent ecosystems: 1. Stochastic water table dynamics. *Water Resources Research* 45, W05419, DOI: 10.1029/2008WR007292
- LAMERS, L.P.M., VILE, M.A., GROOTJANS, A.P., ACREMAN, M.C., VAN DIGGELEN, R., EVANS, M.G., RICHARDSON, C.J., ROCHEFORT, L., KOOUJMAN, A.M., ROELOFS, J.G.M. & A.J.P. SMOLDERS (2015): Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews* 90, 182-203, DOI: 10.1111/brv.12102
- LENSCHOW, U. (1997): Landschaftsökologische Grundlagen und Ziele zum Moorschutz in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 3: 72 S.
- LUA (2007): Konzept zur Wasserbewirtschaftung im mittleren Spreegebiet unter extremen Niedrigwasserverhältnissen. Landesumweltamt Brandenburg, Cottbus

- MEISSNER, R., RUPP, H., SEYFARTH, M. & J. PUNZEL (2000): Verfahren zum automatischen Betrieb eines wägbaren Grundwasserlysimeters, German Patent DE 19907462, Germany
- METTROP, I.S., RUTTE, M.D., KOOIJMAN, A.M. & L.P.M. LAMERS (2015): The ecological effects of water level fluctuation and phosphate enrichment in mesotrophic peatlands are strongly mediated by soil chemistry. *Ecological Engineering* 85, 226-236, DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.09.077
- MIEGEL, K., GRAEFF, T., SELLE, B., SALZMANN, T., FRANCK, C. & A. BRONSTERT (2016): Untersuchung eines renaturierten Niedermoores an der mecklenburgischen Ostseeküste – Teil I: Systembeschreibung und hydrologische Grundcharakterisierung. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 60, 242-258, DOI: 10.5675/HyWa_2016.4_1
- MINKE, M., AUGUSTIN, J., BURLO, A., YARMASHUK, T., CHUVASHOVA, H., THIELE, A., FREIBAUER, A., TIKHONOV, V. & M. HOFFMANN (2016): Water level, vegetation composition, and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation. *Biogeosciences* 13, 3945-3970, DOI: 10.5194/bg-13-3945-2016
- MLEUV (2004): Richtlinie des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung der Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes, von kulturbautechnischen Maßnahmen und der biologischen Vielfalt im ländlichen Raum. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Potsdam, 1-3
- MLUL (2017): Richtlinie des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung der naturnahen Entwicklung von Gewässern und zur Förderung von Maßnahmen zur Stärkung der Regulationsfähigkeit des Landschaftswasserhaushaltes (RiLi GewEntw/LWH), 28 ed. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, Potsdam, 567-573
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie, 2. überarbeitete Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, 512 S.
- QUAST, J., 1995. Wasserhaushalt und Feuchtgebiete in einer Trockenlandschaft Zustand - Konflikte - Maßnahmen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 36, 207-213
- RICHERT, M., DIETRICH, O., KOPPISCH, D. & S. ROTH (2000): The influence of rewetting on vegetation development and decomposition in a degraded fen. *Restoration Ecology* 8, 186-195
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes* 194. Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main, 93 S.
- SOYLU, M.E., KUCHARIK, C.J. & S.P. LOHEIDE II (2014): Influence of groundwater on plant water use and productivity: Development of an integrated ecosystem - Variably saturated soil water flow model. *Agricultural and Forest Meteorology* 189, 198-210, DOI: 10.1016/j.agrformet.2014.01.019
- SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 622 S.
- TAMEA, S., LAIO, F., RIDOLFI, L., D'ODORICO, P. & I. RODRIGUEZ-ITURBE (2009): Ecohydrology of groundwater-dependent ecosystems: 2. Stochastic soil moisture dynamics. *Water Resources Research* 45, W05420, DOI: 10.1029/2008WR007293
- THOMAS, B., LISCHIED, G., STEIDL, J. & O. DIETRICH (2015): Long term shift of low flows predictors in small lowland catchments of North-east Germany. *Journal of Hydrology* 521, 508-519, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.12.022
- TREPEL, M. (2007): Das Niedermoorprogramm in Schleswig-Holstein – ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *NNA-Berichte* 20(1): 65-74
- TRIANA, F., DI NASSO, N.N.O., RAGAGLINI, G., RONCUCCI, N. & BONARI, E. (2015): Evapotranspiration, crop coefficient and water use efficiency of giant reed (*Arundo donax* L.) and miscanthus (*Miscanthus x giganteus* Greef et Deu.) in a Mediterranean environment. *Global Change Biology Bioenergy* 7(4), 811-819, DOI:10.1111/gcbb.12172
- ZAK, D., REUTER, H., AUGUSTIN, J., SHATWELL, T., BARTH, M., GELBRECHT, J. & R.J. MCINNES (2015): Changes of the CO₂ and CH₄ production potential of rewetted fens in the perspective of temporal vegetation shifts. *Biogeosciences* 12, 2455-2468, DOI: 10.5194/bg-12-2455-2015
- ZERBE, S., STEFFENHAGEN, P., PARAKENINGS, K., TIMMERMANN, T., FRICK, A., GELBRECHT, J. & D. ZAK (2013): Ecosystem Service Restoration after 10 Years of Rewetting Peatlands in NE Germany. *Environmental Management* 51, 1194-1209, DOI: 10.1007/s00267-013-0048-2