Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **70** (3/4): 111 - 123, 2008

Die Stickstoffmineralisation in Erlenbruchwäldern zur Vorhersage der Vegetationsentwicklung in degradierten Wäldern im Verlauf einer Wiedervernässung

Peter Janiesch, Oldenburg und Jutta Rach, Münster

Abstract. Within the scope of a project aimed at restoring degraded alder swamps, a rise of the groundwater-table was realized. Different states of desiccation have been investigated during the rewetting period. Hydrology, soil pH, and net N mineralization were analyzed monthly along a transect during a six year period. The dry forest sites clearly differed from the wetter parts by their high N mineralization rates with a nitrification rate between 50-100 %. Between the drier and the wetter sites a transition site is located which showed low N mineralization rates (<15 kg N ha^{-1} 8 $months^{-1}$) but high nitrification degrees (80 %) prior to rewetting. Although the highly degraded soil of the transition site offered better conditions for N mineralization, the net N-release was lower than that of the adjacent sites. At the transition site the duration of the rewetting and the annual deviation of the soil water content are significantly correlated with the nitrification degree. The floristic shift towards a more mesotraphent alder swamp at the transition site occurred with a slight delay following the reduction of the nitrification degree. The measurement of net N mineralization was shown to be a convenient method to give early information about the consequences of rewetting at desiccated fen sites.

1 Einleitung

Die Entwicklung einer industriellen Landwirtschaft in West-Europa war verbunden mit großflächigen Grundwasserabsenkungen in Mooren und Feuchtwäldern, die damit ihre Eigenschaften als Kohlenstoffsenken verloren (PFADENHAUER & GROOTJANS 1999, SUCCOW & JOOSTEN 2001). In Deutschland sind die meisten Feuchtwälder in den letzten Jahrzehnten unter Schutz gestellt worden, dennoch sind sie weiter durch Grundwasserabsenkungen, bedingt beispielsweise durch die Trinkwassergewinnung, gefährdet (PETERSEN et al. 2003). Eine weitere Bedrohung findet durch industrielle Grundwasserabsenkungen im Zusammenhang mit dem Braunkohletagebau statt (JANIESCH & RACH 1998). Die in unmittelbarer Nähe zum Naturpark Maas-Schwalm-Nette (Nordrhein-Westfalen) gelegenen Tagebaue überdecken eine Fläche von fast 50 km^2 mit einer Tiefe von bis zu 300 Metern. Durch die notwendige Absenkung des Grundwassers im Tagebau wird die Wasserbilanz der umgebenden Landschaft mit ihren Feuchtgebieten beeinflusst. Besonders betroffen davon sind die Erlen- und Birkenbruchwälder. Diese Wälder in der Nähe des Tagebaus sind bereits seit 30 Jahren durch Absenkungen bedroht (KIERCHNER 1973) und zeigen eine intensive N-Mineralisation der Moorböden.

Während unbeeinflusste Feuchtwiesen eine N-Mineralisation nicht über 100 kg N ha^{-1} a^{-1} und häufig unter 50 kg N ha^{-1} a^{-1} aufweisen (GROOTJANS et al. 1985, 1986, KOERSEL-

MAN & VERHOEVEN 1992), werden in ausgetrockneten Torfen mehr als 10 bis 20 mal höhere Mineralisationsraten mit überwiegender Nitratanhäufung gefunden (JANIESCH 1978, GROOTJANS et al. 1985, 1986, HANLON et al. 1997, JANIESCH 1997, MÜNCHMEYER et al. 1998, WIEBE 1998, JANIESCH 2003). Die hohe Nitrifikation führt in Verbindung mit der Zufuhr basenarmen Grundwassers zu einer starken Versauerung der Böden (VAN HAESEBROCK et al. 1997). Zusätzlich kann die Oxidation der vormals reduzierten Fe-, Mn- und S-Verbindungen die Freisetzung von H^+-Ionen fördern (KAZDA 1995). Die genannten Prozesse erleichtern die Ausbreitung von Nitrophyten und säure-toleranten Pflanzenarten (DÖRING-MEDERAKE 1991, WIEBE 1998).

Während die Konsequenzen der Absenkungen in Moorböden gut erforscht sind (GROOTJANS et al. 1985, 1986, DÖRING-MEDERAKE 1991, KAZDA 1995, VAN HAESEBROCK et al. 1997, MÜNCHMEYER et al. 1998, WIEBE 1998, SUCCOW & JOOSTEN 2001, ZEITZ 2002), sind die Folgen ihrer Wiedervernässung nicht umfassend untersucht. Nur wenige Arbeiten beschäftigen sich mit der Wiedervernässung von Feuchtwäldern (JANIESCH et al. 1997, WIEBE 1998, RACH 2001).

Im vorliegenden Untersuchungsgebiet wurde in 1986 im Zusammenhang mit weiteren Planungen für die Erweiterung des Braunkohletagebaus ein umfangreiches Wiedervernässungsprojekt eingerichtet. Es wurde vom Betreiber ein Infiltrationssystem erprobt, das in der Lage war, eine gezielte Anhebung des Grundwasserspiegels zu bewirken. Das Infiltrationswasser stammt aus den Sümpfungspumpen des Tagebaus und wird vor der Infiltration in einem Wasserwerk gereinigt. Das Infiltrationssystem hat eine Kapazität von $2{,}7 * 10^6$ (in 1994) bis $5{,}5 * 10^6$ m^3 a^{-1} (in 2005). Es wurde 1993 eingerichtet und führte schrittweise zu einem Anstieg des Grundwassers in den Feuchtgebieten. Anders als bei anderen Systemen konnte damit der Wasserspiegel langsam Zentimeter für Zentimeter gehoben werden.

Das Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, die Dynamik der Stickstoffmineralisation in den Böden während der Wiedervernässung im Verlauf von sechs Jahren zu dokumentieren. Mit dieser Methode sollten Veränderungen diagnostiziert werden, noch bevor sie in der Vegetation sichtbar wurden, um dann Prognosen der zukünftigen Entwicklung degradierter Erlenwälder daraus abzuleiten. Dazu wurde ein Transekt eingerichtet, welcher bedingt durch seinen Verlauf vom Talrand bis zu einem Bach hin einen Feuchtigkeitsgradienten im Boden aufwies. Es wurde erwartet, dass es im Verlauf der Wiedervernässung zu einer Verringerung messbarer N-Mineralisations- und Nitrifikationsprozesse im Boden des Transektes kommen wird.

2 Untersuchungsgebiet

Der Transekt wurde in einem Feuchtwald im Maas-Schwalm-Nette Gebiet (51°9'N, 6°19'E), TK25 (MTB) 4803 Wegberg, eingerichtet. Geographisch zum Niederrheingebiet gehörend, ist der Naturraum durch Moore, Sumpfwälder und ein Mosaik größerer und kleinerer Seen gekennzeichnet. Gleye und Niedermoortorfe sind die häufigsten Bodentypen der Bruchwälder und der Niederungen. Das Gebiet wird durch ein atlantisches Klima mit durchschnittlichen Regenfällen von 700 mm a^{-1} und einer mittleren Temperatur von 9°C geprägt.

Die Untersuchungsflächen liegen in einem Bachtal, in dem überwiegend Erlenbruchwälder von unterschiedlichem Degradationsgrad vorkommen. In der Vergangenheit existierten in diesem Raum *Sphagnum*-reiche Erlenwälder (VERBÜCHELN et al. 1990). DENZ (1998) berichtete von einer Veränderung der ursprünglich mesotrophen Feuchtwälder zu trockenen Erlenwäldern.

Der Transekt ist etwa 120 m lang und wurde pflanzensoziologisch von DENZ (2002) beschrieben. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden fünf Probestellen (EL 1-EL 5) eingerichtet, die in der Nähe von Dauerbeobachtungsflächen in Transektnähe lagen. Während die Probenstellen EL 1-3 zu frisch bis feuchten Vegetationseinheiten gehören (Tab. 1), repräsentiert EL 4 mit dem Vorkommen von *Carex acutiformis* und *Sphagnum palustre* einen Grenzstandort. In 1994 wuchsen im Bereich der Probenstelle EL 4 hauptsächlich *Rubus idaeus*, *Dryopteris carthusiana* und *Oxalis acetosella*. Die Probenstelle EL 5 liegt sechs Meter vom Bachrand entfernt. Sie stellt eine eutrophe Untereinheit des Erlenbruches dar und wird von *Carex acutiformis* dominiert (DENZ 2002).

3 Material und Methoden

3.1 Probennahme

Die Grundwasserpegel wurden in Bodenrohren (PVC, 100 mm Durchmesser, 1,5 m tief) gemessen, die vom Betreiber des Tagebaus betreut und einrichtet worden waren. Von April bis November wurden in den Jahren 1994, 1995, 1997, 1998 und 2000 monatlich Bodenmischproben an den Probestellen EL 1-EL 5 entnommen. Dazu wurde jeweils ein Bodenmonolith (Tiefe 20 cm, Länge 25 x 25 cm) ausgehoben und in vier Teilproben (je ca. 250 g) geteilt. Der Oberboden (0-5 cm) von zwei Teilproben wurde entfernt und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Mischprobe wurde bis zur Analyse im Labor gekühlt in Polyethylenbeuteln aufbewahrt.

Die beiden übrigen Teilproben wurden ebenfalls zu einer Mischprobe vereinigt und in gasdurchlässigen Polyethylenbeuteln an der Probestelle vergraben. Um eine Zerstörung der Naturflächen über den sechsjährigen Untersuchungszeitraum zu vermeiden, musste die Probenzahl stark reduziert und mit Mischproben (n=1) gearbeitet werden.

In Anlehnung an die Standortbebrütung nach RUNGE (1965) wurden die Proben acht Wochen im Gelände inkubiert. Damit wurde gewährleistet, dass sowohl die lag-Phase mikrobieller Mineralisation und die Phase kontinuierlicher Akkumulation (log-Phase) von Mineralstickstoff erfasst wurden. Nach ZÖTTL (1960) kann die lag-Phase je nach Wachstumsbedingungen für die Mikroorganismen 2-3 Wochen andauern (siehe auch RUNGE 1965).

3.2 Analysen

Der Bodenwassergehalt, die Trockenraumdichte und die Feldkapazität wurden thermogravimetrisch bestimmt. Der Boden-pH wurde in einer mit destilliertem Wasser auf-

geschwemmten Bodenmischung (1/2,5; gew./gew.) nach 24 h bestimmt. Gesamt-C und -N wurden im CNS Autoanalyser (Fisons NA 2000) gemessen.

Die Bestimmung der Mineralstickstoffkonzentration im Boden erfolgte nach GERLACH (1973). Dazu wurde der frische Boden gesiebt (5 mm) und mit $KAl(SO_4)_2$ (1 %, 30 min.) ausgeschüttelt. NH_4^+ und NO_3^- in den gefilterten Extrakten wurden nach einer Mikrodestillation titrimetrisch bestimmt.

3.3 Berechnung und Statistik

Die mittlere Abweichung des Bodenwassergehaltes wurde aus acht Einzelproben, die von April bis November entnommen worden waren, bestimmt. Der Einfluss der Niederschläge auf den Bodenwassergehalt wurde mit multipler linearer Regression getestet.

Die Bodenprobennahme erfolgte stets in der ersten Woche eines Monats. Die Stickstoff-Netto-Mineralisationsrate wurde als arithmetisches Mittel zweier Inkubationsperioden berechnet und für jeden Monat (auf Basis von vier Wochen) kalkuliert. Durch diese Kalkulationsmethode sollte eine Annäherung an die in der log-Phase akkumulierten Mineralstickstoffkonzentrationen erreicht werden.

Die Mineralisationsraten wurden auf die Periode von April bis November summiert. Der Nitrifikationsgrad wurde in Prozent des gesamt akkumulierten Mineralstickstoffs (NH_4^+, NO_3^-) kalkuliert. Als Maß für den Zusammenhang zwischen Boden-pH, Bodenfeuchte und N-Mineralisation wurde der Pearson Korrelations-Koeffizient berechnet.

Alle Statistikanalysen wurden mit dem Programm SYSTAT 10 (SPSS, 2000) berechnet.

4 Ergebnisse

4.1 Hydrologie

Wie erwartet waren die Grundwasserstände in Bachnähe am höchsten (Abb. 1). Die mittleren Bodenwassergehalte korrelierten negativ mit der Entfernung vom Bach ($r = -0.86$, $n=40$, $p<0.005$). Alle Probenstellen zeigten einen signifikanten Anstieg des Bodenwassergehaltes im Verlauf der Wiedervernässung im Untersuchungszeitraum (Tab. 2). Dieser Effekt war hoch signifikant an den am tiefsten gelegenen Probenstellen EL 4 und EL 5 ($p<0,0005$). Im Untersuchungszeitraum konnte keine Korrelation zwischen den Niederschlagsmengen und dem mittleren Bodenwassergehalt nachgewiesen werden (Tab. 2).

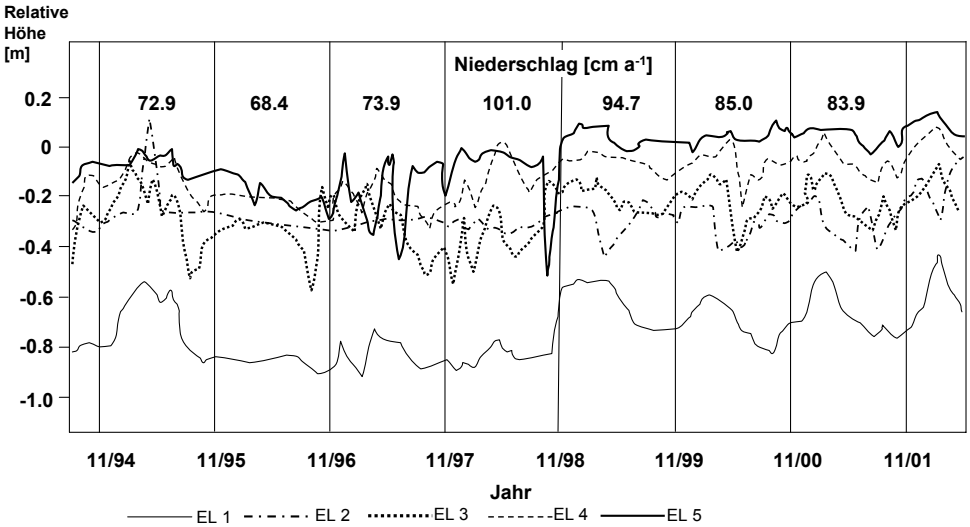

Abb. 1: Schwankungen des Grundwasserspiegels und der Niederschläge an den Untersuchungsstandorten EL 1 bis EL 5 zwischen September 1994 und März 2002. Niederschlagswerte sind oben angegeben.

Fig. 1: Fluctuation of the water levels in the study sites between September 1994 and March 2002. The annual precipitation is indicated above.

Tab. 1: Charakteristika der Untersuchungsflächen vor Beginn der Wiedervernässung in 1994.

Tab. 1: Characteristics of the study sites. Data collection occurred before the start of the rewetting measures in 1994.

Proben-stelle	Höhe über NN [m]	Entfernung zum Bach [m]	Vegetations-einheit[1]	Bodenklassi-fizierung	Mächtigkeit d. org. Hori-zonts [cm]	Trockenraum dichte [g cm^{-3}]	Total-C [gew. %]	C:N	median pH (H_2O)
EL 1	63.76	115	Lonicero periclymeni-Fagetum	Niedermoorgley	10	0,232	23,7	16,7	3,3
EL 2	63.35	90	Betulo-Quercetum molinietosum	Niedermoorgley	12	0,253	23,5	12,5	3,5
EL 3	63.20	70	Betulo-Quercetum alnetosum	Niedermoorgley	12	0,171	43,5	18,8	3,4
EL 4	63.04	40	Betulo-Quercetum alnetosum	Niedermoorgley	15	0,192	37,2	14,9	3,9
EL 5	62.69	6	Carici elongatae-Alnetum glutinosae typicum	Niedermoor	35	0,148	44,3	14,8	6,1

Tab. 2: Einfluss von Zeit und Niederschlag auf den Bodenwassergehalt an den Probenstellen. Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse: F-Werte und Signifikanzniveaus (*** $p<0.0005$, ** $p<0.005$, *$p<0.05$).

Tab. 2: Effect of time and precipitation on the soil water content at the study sites, tested by multiple linear regression. F values and levels of significance are shown (*** $p<0.0005$, ** $p<0.005$, *$p<0.05$).

	df	EL 1	EL 2	EL 3	EL 4	EL 5
Jahr	1,0	7,2*	8,6*	8,2*	35,6***	19,1***
Niederschlag	1,0	0,5	2,0	1,5	3,7	3,8
Jahr*Niederschlag	3,0	3,9*	3,3*	2,6	11,6***	6,2**

4.2 N-Mineralisation und pH-Werte im Boden

Die Grenze zwischen den degradierten und naturnahen Bruchwäldern lässt sich deutlich an der Höhe der Nitrifikation im Vergleich zur Ammonifikation nachweisen (Tab. 3; EL 1-3). Die Summe der N-Netto-Mineralisation in den Böden der naturnahen Probenstelle EL 5 (30-51 kg N ha^{-1} 8 $Monate^{-1}$) erreichte ähnliche Werte wie in den trockeneren degradierten Bereichen, allerdings wurde hier nahezu nur NH_4^+ akkumuliert. Bis 1998 wurde an der Probenstelle EL 4 nur eine niedrige N-Mineralisationsrate mit Vorkommen sowohl von NO_3^- und NH_4^+ gemessen.

Tab. 3: Verlauf der NH_4^+ und NO_3^- -Anreicherung sowie des Nitrifikationsgrads in den Böden von 1994 bis 2000 (April bis November).

Tab. 3: NH_4^+ and NO_3^- -accumulation and nitrification degree in soils of the study area from 1994 to 2000 (April to November).

Probenstelle/ Jahr		1994	1995	1997	1998	2000
EL 1	NH_4^+ [1]	18,2	25,9	4,1	4,0	1,1
	NO_3^- [1]	26,3	24,8	40,7	38,7	33,4
	NG [2]	59,0	49,0	91,0	91,0	97,0
EL 2	NH_4^+	5,0	10,8	0,2	1,5	0,1
	NO_3^-	56,5	46,5	63,5	50,1	35,3
	NG	92,0	81,0	100,0	97,0	100,0
EL 3	NH_4^+	-1,1	13,4	-1,0	0,6	0,1
	NO_3^-	23,1	38,7	53,1	52,9	35,1
	NG	100,0	74,0	100,0	99,0	100,0
EL 4	NH_4^+	2,5	2,7	5,2	9,7	5,1
	NO_3^-	11,6	9,7	6,0	6,0	-0,3
	NG	82,0	78,0	54,0	38,0	0,0
EL 5	NH_4^+	51,4	35,1	42,0	29,7	30,0
	NO_3^-	-0,3	0,2	-0,2	-0,6	0,0
	NG	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0

[1] [kg N ha^{-1} 8 $Monate^{-1}$]

[2] NG: Nitrifikationsgrad [NO_3^--N/ (NH_4^+-N + NO_3^--N)*100%]

In den Böden der höher gelegenen Probenstellen EL 1-3 war im Verlauf der Zeit kein signifikanter Einfluss der Wiedervernässung auf die N-Netto-Mineralisationsrate festzustellen (p>0,05, n=5, Tab. 4). Die Konzentration an NO_3^- war an den Probenstellen EL 1-3 stets höher als die von NH_4^+. In allen untersuchten Jahren wurden N-Netto-Mineralisationsraten von mehr als 20 kg N ha^{-1} 8 $Monate^{-1}$ gemessen.

Tab. 4: Pearson Korrelation der mit dem Umsatz von Mineralstickstoff verbundenen Parameter und Zeit, Bodenwassergehalt und der jährlichen mittleren Abweichung des Bodenwassergehalts. Gezeigt werden Korrelations-Koeffizienten und Bonferroni-Wahrscheinlichkeiten (*n*=5; *** *p*<0.0005, ** *p*<0.005, **p*<0.05).

Tab. 4: Pearson correlation of the N_{min}-related parameters and time, soil water content and annual deviation of the soil water content. Correlation coefficients and Bonferroni-Probabilities are shown (*n*=5; *** *p*<0.0005, ** *p*<0.005, **p*<0.05).

	Proben-stelle	**Jahr**	**Bodenwasser gehalt**	**mittlere jährliche Abweichung des Bodenwassergehalts**
N-Netto-Mineralisation[1]	EL 1	-0,811	-0,294	0,991***
	EL 2	-0,809	-0,447	-0,391
	EL 3	0,239	0,545	-0,586
	EL 4	-0,642	-0,349	0,134
	EL 5	-0,765	-0,730	0,163
Nitrifikationsgrad	EL 1	0,885*	0,542	-0,782
	EL 2	0,703	0,497	0,534
	EL 3	0,403	0,330	-0,204
	EL 4	- 0,983***	-0,777	0,928*

[1] Akkumulation von $NO_3^- + NH_4^+$

An der Probenstelle EL 4 überstieg die N-Netto-Mineralisationsrate nie 20 kg N ha^{-1} 8 $Monate^{-1}$. Die Nitrifikation nahm in den Jahren 1994 bis 2000 kontinuierlich bis zu einer Beendigung der NO_3^- -Akkumulation ab (Tab. 3). Die Nitrifikationsrate an Probenstelle EL 4 korrelierte positiv mit der jährlichen mittleren Abweichung des Bodenwassergehaltes (r=0,919) und sank im Einfluss lang anhaltend hoher Bodenfeuchte (Abb. 2a, 2b).

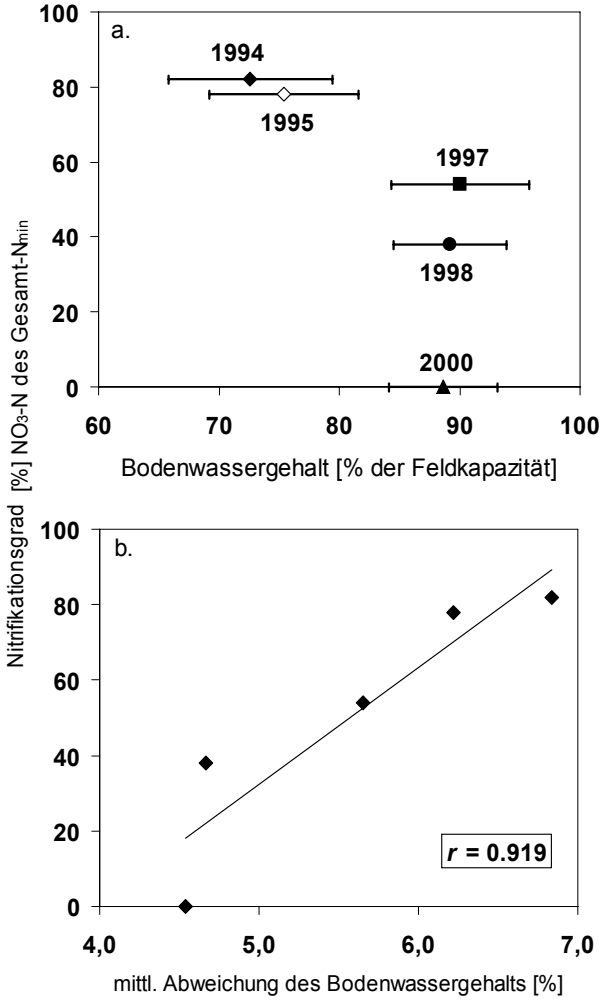

Abb. 2: (a.) Nitrifikationsgrad in Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt an Probenstelle EL 4 von 1994 bis 2000. Die Fehlerbalken zeigen die jährlichen Schwankungen des mittleren Bodenwassergehaltes (*n*=8). (b.) Pearson Korrelation zwischen dem Nitrifikationsgrad und der jährlichen Schwankung des Bodenwassergehaltes.

Fig. 2: (a.) Nitrification degree in response to the soil water content at site EL 4 from 1994 to 2000. Error bars indicate the annual deviation of the average soil water content (*n*=8). (b.) Pearson correlation between nitrification degree and the annual deviation of the soil water content.

Die feuchteste Stelle EL 5 zeigte die höchsten N-Mineralisationsraten in 1994 (51 kg N ha^{-1} 8 $Monate^{-1}$) and die niedrigsten in 1998 (29 kg N ha^{-1} 8 $Monate^{-1}$). Eine signifikante Abnahme konnte jedoch nicht nachgewiesen werden.

Mit der Bodenfeuchtigkeit änderte sich entlang des Transektes auch die Bodenazidität. An den trockeneren Probenstellen (EL 1-4) wurden niedrige pH-Werte (Median: pH 3,3-3,9) gefunden. Mit der Feuchtigkeit im Boden (EL 5) stieg auch der pH-Wert (Median: pH 6,1) (Tab. 1). In den Böden der Probenstellen EL 4 and EL 5 war ein signifikanter pH-Anstieg ($p<0,0005$, $n=40$) während der Wiedervernässungsperiode zu verzeichnen. Nach 1997 wurden in den Böden des Probenstandortes EL 5 pH-Werte von 6,0-6,4 gemessen (Abb. 3a). Der Übergangsstandort EL 4 wies zwischen 1994 und 1998 konstante pH-Werte von pH 3,5 bis 3,9 auf. Ab dem Jahr 2000 erfolgte eine deutliche Erhöhung der pH-Werte im Boden, die stets 4,0 überstiegen (Abb. 3b). Es zeigte sich keine Korrelation zwischen dem Wassergehalt und dem pH-Wert im Boden, jedoch eine signifikant negative Korrelation zwischen Boden-pH und Nitrifikationsrate am Standort EL 4 ($p<0,0005$, $n=40$).

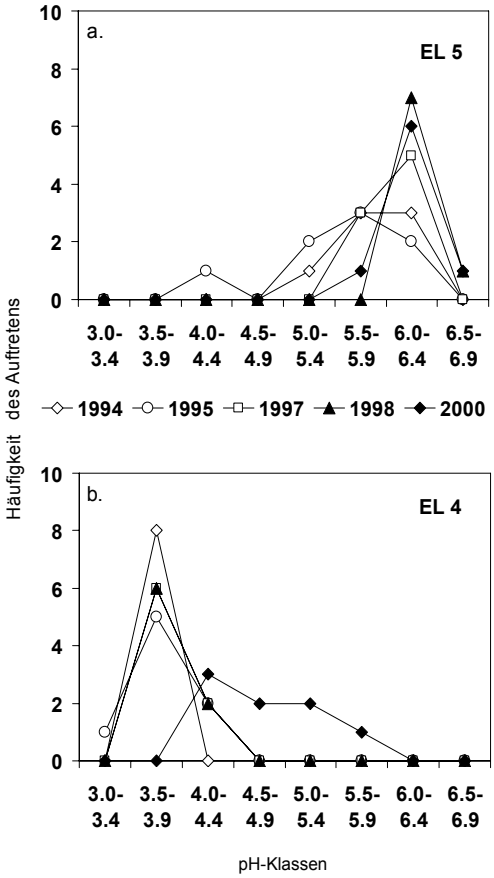

Abb. 3: Häufigkeit des Auftretens von Boden-pH-Werten während der Untersuchungsperiode an den Probestellen EL 5 (a.) und EL 4 (b.).

Fig. 3: Frequency of occurrence of the soil pH during the investigation periods at sites EL 5 (a.) and EL 4 (b.).

5 Diskussion

In der Nähe des Baches (EL 5) ist der Einfluss von Entwässerung naturgemäß gering. Durch die starke Fluktuation des Wasserspiegels kann es jedoch zeitweise zur Austrocknung des Oberbodens kommen, was eine Erhöhung der Stoffumsätze zur Folge hat. HEFTING et al. (2004), die bachnahe Böden untersuchten, fanden in gewöhnlich sehr nassen Böden eine erhöhte Ammoniumakkumulation, sobald der Grundwasserpegel auf weniger als 10 cm unterhalb der Bodenoberfläche sank. Die hohe Ammonifikation dieser Standorte hängt wahrscheinlich mit der Zufuhr von nährstoffreichen Erlenblättern zusammen (RACH & ZEISS 2003), die leicht von Mikroorganismen abgebaut werden können.

Nitrifikationsprozesse finden nur in Phasen guter Sauerstoffversorgung im Boden statt. Da der Bodenwassergehalt an EL 5 stets über 90 % der Feldkapazität lag, war die Ammonifikation der dominierende Prozess an diesem Standort. Der leicht höher gelegene Standort EL 4 war in den Jahren vor der Wiedervernässung länger von Absenkungen des Grundwasserspiegels beeinflusst als EL 5. Der Standort EL 4 zeigte auffälligerweise niedrigere Mineralisationsraten im Vergleich mit anderen degradierten Erlenwälder (DÖRING-MEDERAKE 1991, JANIESCH et al. 1997, WIEBE 1998). Ursache dafür ist möglicherweise der geringmächtige organische Horizont von weniger als 15 cm.

Die Standorte EL 3 und EL 2 zeigen die typischen Merkmale eines degradierten versauerten Erlenbruchwaldes. Es wurden N-Netto-Mineralisationsraten in vergleichbarer Höhe wie in trockenen Laubwäldern gefunden (35-64 kg N ha^{-1} 8 $Monate^{-1}$; vgl. ELLENBERG 1977). Die Nitrifikation war mit 74-100 % der Gesamt N-Mineralisation der dominierende Prozess und verursachte wahrscheinlich auch den niedrigen pH-Wert an diesem Standort.

Die Untersuchungsergebnisse belegen den deutlichen Einfluss der Wiedervernässungsmaßnahmen. Alle Standorte wiesen eine leichte, zum Teil allerdings nicht signifikante Abnahme der N-Netto-Mineralisation während der Untersuchungsperiode auf. Dies steht im Gegensatz zu anderen Untersuchungen, die eine starke Mineralstickstoff-Freisetzung nach einer Wiedervernässung zeigen (TERRY & TATE 1980, HANLON ET AL. 1997). Alle diese Untersuchungen gingen jedoch von wesentlich trockeneren Böden aus, als es hier der Fall war.

Wie erwartet waren am nassesten Standort (EL 5), der schon vor der Wiedervernässung keine Nitratakkumulation zeigte, auch nach 1999 keine Nitrifikationsprozesse aufgrund der kontinuierlich anoxischen Bedingungen messbar.

Der trockenere Standort EL 4 mit geringer Nitrifikation vor der Wiedervernässung bot dagegen eine gute Möglichkeit für Denitrifikationsprozesse nach der Wiedervernässung. Die N-Netto-Mineralisation wurde deutlich reduziert und eine Nitrifikation wurde zum Ende der Untersuchungsperiode nicht mehr nachgewiesen. Hier traten N-Netto-Mineralisationsraten auf, wie sie in naturnahen Erlenbruchwäldern nachgewiesen werden können (JANIESCH et al. 1997, RACH 2001). Am weiter höher gelegenen Standort (EL 3) wurde die Nitrifikation nur wenig durch die Wiedervernässung beeinflusst. Eine

Akkumulation von Ammonium wurde nicht nachgewiesen, was anzeigt, dass die Bedingungen zur Nitrifikation optimal waren.

Der Wiedervernässungsprozess an den tiefer gelegenen Standorten ist deutlich an der Erhöhung des Boden-pH festzustellen. Ein direkter Zusammenhang konnte statistisch jedoch nicht belegt werden. Möglicherweise pufferte der Zufluss des basenreichen Grundwassers den Boden-pH ab und beeinflusste ihn zudem indirekt, indem die steigende Bodenfeuchte Nitrifikationsprozesse hemmte und damit die Säureproduktion stoppte. Nitrifikation ist ein Versauerungsprozess in Böden, da die Abgabe von zwei Mol Protonen bei der Oxidation von einem Mol Stickstoff erfolgt. Dies könnte erklären, warum die Abnahme der Nitrifikation mit höheren pH-Werten korreliert ist.

Betrachtet man das C:N-Verhältnis im Boden und den Boden-pH, sollte Standort EL 4 bessere Bedingungen für die Mineralstickstoffumsetzung aufweisen als Standort EL 3. Die unterschiedliche Höhe der N-Umsätze an den Standorten EL 3 und 4 wird offensichtlich durch die qualitative Zusammensetzung von Streuschicht und Boden verursacht. So konnten RACH & ZEISS (2003) zeigen, dass die Streu des Standortes EL 4 aus Seggen- und Eichenblättern (C:N > 30) bestand, während die Streu der angrenzenden Standorte EL 3 und EL 5 sich hauptsächlich aus großen Mengen von N-reichen Erlenblättern zusammensetzte (C:N ≈ 20). Um die niedrigen N-Netto-Mineralisationsraten an Probenstelle EL 4 zu erklären, wäre es notwendig gewesen, die Verfügbarkeit des organisch gebundenen Stickstoffs zu analysieren. KELLEY & STEVENSON (1995) berichten, dass 25 bis 35 % des organischen N im Boden säureunlöslich überwiegend an strukturelle Komponenten der Huminstoffe gebunden sein kann. Die Stabilisierung von N-Verbindungen in Huminstoffen kann damit die Verfügbarkeit des Stickstoffs für Pflanzen negativ beeinflussen, wenn Humifizierungsprozesse vorherrschen und Stickstoff somit aus dem labilen in den stabilen N-Pool übergeht.

6 Fazit

Die vorliegende Studie zeigt, dass es innerhalb der sechsjährigen Untersuchungsperiode zu deutlichen Veränderungen der Mineralstickstoffdynamik in dem untersuchten Transekt kam.

Schon im ersten Jahr der Untersuchung verringerten sich die Nitrifikationsprozesse am Grenzstandort EL 4, der vor Beginn der Wiedervernässung zwischen einer eutraphenten, nassen Vegetationseinheit und einem abgetrockneten, degradierten Bereich lag.

Die Langzeituntersuchungen an diesen Standorten belegen, dass mit einem langsamen kontinuierlich steigenden Wasserspiegel die Mineralisationsprozesse stabilisiert werden und eine Wiedervernässung in Erlenwäldern langfristig zu Mineralstickstoff-Umsatzraten und zu pH-Werten führen kann, die charakteristisch für naturnahe, ungestörter Erlenbruchwälder sind (JANIESCH et al. 1997, RACH 2001). In den durch DENZ (2002) vorgenommenen vegetationskundlichen Untersuchungen an den beschriebenen Standorten zeigte sich deutlich, dass Veränderungen der Vegetation mit einer zeitlichen Verzögerung von einigen Jahren auftraten. Diese Ergebnisse stützen die Hypothese, dass die Höhe der N-Netto-Mineralisation in Erlenbruchwäldern als guter Indikator für die

Prognose der zukünftigen Vegetationsentwicklung gelten kann. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass eine langsame und kontrollierte Anhebung des Wasserspiegels eine schonende Maßnahme zur Renaturierung degradierter Erlenwälder ist. Studien, die ähnliche Gebiete im Rahmen einer schnellen Anhebung des Grundwasserspiegels untersuchten, zeigten, dass der schnell steigende Wasserspiegel zu stark erhöhten N-Umsätzen führte und damit unter anderem das Absterben älterer Erlen förderte (JANIESCH 2002, RACH & JANIESCH 2002).

7 Literatur

DENZ, O. (1998): Monitoring waldreicher Feuchtgebietsvegetation im Nordraum des Rheinischen Braunkohlenreviers 1986-1996. – Tuexenia **18**: 85-93.

DENZ, O. (2002): Regenerationspotenzial entwässerter Bruch- und Erlen-Eschenauenwälder. – Naturschutz Landschaftsplanung **34**: 247-251.

DÖRING-MEDERAKE, U. (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland, Gliederung–Ökologie–Schutz. – Scripta Geobot. **19**.

ELLENBERG, H. (1977): Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. – Oecol. Pl. **12**: 1-22.

GERLACH, A. (1973): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoff-Netto-Mineralisation. – Scripta Geobot. **5**.

GROOTJANS, A. P., P. C. SCHIPPER & H. J. VAN DER WINDT (1985): Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. I. – Calthion palustris stands. – Oecol. Pl. **6**: 403-417.

GROOTJANS, A. P., P. C. SCHIPPER & H. J. VAN DER WINDT (1986): Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows II. – Cirsio-Molinietum stands. – Oecol. Pl. **7**: 3-14.

HANLON, E. A., D. L. ANDERSON & O. A. DIAZ (1997): Nitrogen mineralization in histosols of the Everglades agricultural area. – Commun. Soil Sci. Pl. Analysis **28**: 73-87.

HEFTING, M., J. C. CLÉMENT, D. DOWRICK, A. C. COSANDEY, S. BERNAL, C. CIMPIAN, A. TATUR, T. P. BURT & G. PINAY. (2004): Water table elevation controls on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along a European climatic gradient. – Biogeochemistry **67**: 113-134.

JANIESCH., P. (2003): Vegetationsökologische Untersuchungen in einem Erlenwald im nördlichen Münsterland – 25 Jahre im Vergleich. – Abh. Westfäl. Mus. Naturk. **65**: 71-79.

JANIESCH, P. (2002): Rewetting of different types of drained Alder swamps. – Verh. Ges. Ökol. **32**: 314-315.

JANIESCH, P. (1997): Die nährstoffökologische Situation unterschiedlich stark entwässerter Erlenbruchwälder im Emsland. – Abh. Westfäl. Mus. Naturk. **59**(4): 65-74.

JANIESCH, P. (1978): Ökophysiologische Untersuchungen von Erlenbruchwäldern. I. Die edaphischen Faktoren. – Oecol. Pl. **13**: 43-57.

JANIESCH, P., R. VON LEMM & R. NIEDRINGHAUS (1997): Das biologische Potential einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland – Erfassung und Bewertung der Zustandsituation als Grundlage für ein zielorientiertes Renaturierungskonzept. – Abh. Westfäl. Mus. Naturk. **59**: 3-255.

JANIESCH, P. & J. RACH (1998) Braunkohletagebau – eine ökologische Herausforderung. – Einblicke **28**: 18-20.

KAZDA, M. (1995): Changes in alder fens following a decrease in the ground water table: results of a geographical information system application. – J. Appl. Ecol. **32**: 100-110.

KELLEY, K. R. & F. J. STEVENSON (1995): Forms and nature of organic N in soil. – Fert. Res. **42**: 1-11.

KIERCHNER, G.-J. (1973): Landschafts- und Einrichtungsplan Naturpark Schwalm-Nette. – In: DAHMEN, F. W., G.-J. KIERCHNER, H. SCHWANN, F. WENDEBOURG, W. WESTPHAL & R. WOLFF-STRAUB (eds.): Beiträge zur Landesentwicklung **30**.

KOERSELMAN, W. & J. T. A. VERHOEVEN (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. – In: VERHOEVEN, J. T. A. (ed.): Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation: 397-432. – Kluwer Acad. Publ.

MÜNCHMEYER, U., D. KOPPISCH, J. AUGUSTIN, W. MERBACH & M. SUCCOW (1998): Untersuchungen zur Stickstoff-Netto-Mineralisierung unter Wald- und Wiesenstandorten des Niedermoores "Friedländer Große Wiese" in Mecklenburg-Vorpommern. – In: MERBACH, W. (Hrsg.): 8. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes: 13-20. – B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, Borkheide.

PETERSEN, J., R. POTT, P. JANIESCH & J. WOLFF (2003): Umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung in hydrogeologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordseeküste. – Husum Verlag, Husum.

PFADENHAUER, J. & A. P. GROOTJANS (1999): Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. – Appl. Veg. Sci. **2**: 95-106.

RACH, J. (2001): Charakterisierung von Renaturierungsprozessen in Bruchwäldern – Ökologische Untersuchungen in zwei Landschaftsräumen Nordwestdeutschlands. – Diss. CvO-Univ. Oldenburg.

RACH, J. & P. JANIESCH (2002): The smooth and the rigorous method: Comparison of two rewetting measures in drained alder forests. – Contr. 3. Europ. Conf. Restor. Ecol.: 97-98.

RACH, J. & S. ZEISS (2003): Ursachen des N-Freisetzungspotenzials an entwässerten Erlenbruchwaldstandorten. – Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges. **102**: 319-320.

RUNGE, M. (1965): Untersuchungen über die Mineralstickstoff-Nachlieferung an nordwestdeutschen Waldstandorten. – Flora **155**: 353-386.

SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2001): Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Ed. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchh., Stuttgart.

TERRY, R. E. & R. L. TATE III. (1980): Effect of flooding on microbial activities in organic soils: nitrogen transformations. – Soil Sci. **129**: 88-91.

VAN HAESEBROCK, V., D. BOEYE, B. VERHAGEN & R. F. VERHEYEN (1997): Experimental investigation of drought induced acidification in a rich fen soil. – Biogeochemistry **37**: 15-32.

VERBÜCHELN, G., R. KRECHEL & R. WITTIG (1990): Die erlenreichen Waldgesellschaften der Schwalm-Nette-Platten und ihrer Randgebiete. Mit einer Übersicht der niederrheinischen Erlenwälder. – Tuexenia **10**: 419-432.

WIEBE, C. (1998): Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holstein & Hamburg **56**.

ZEITZ, J. & S. VELTY (2002): Soil properties of drained and rewetted fen soils. – J. Pl. Nutr. Soil Sci. **165**: 618-626.

ZÖTTL, H. (1960): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens. – Forstwiss. Centralbl. **79**: 72-90.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. Peter Janiesch
Carl v. Ossietzky Universität Oldenburg
Inst. f. Biologie u. Umweltwissenschaften
26111 Oldenburg
peter.janiesch@uni-oldenburg.de

Dr. Jutta Rach
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Zentrum für Didaktik, FB Biologie
Hindenburgplatz 55
48143 Münster
jutta.rach@uni-muenster.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: 70_3-4_2008

Autor(en)/Author(s): Janiesch Peter, Rach Jutta

Artikel/Article: Die Stickstoffmineralisation in Erlenbruchwäldern zur Vorhersage der Vegetationsentwicklung in degradierten Wäldern im Verlauf einer Wiedervernässung 111-123