

Die Bedeutung von Niederschlag und Beweidung für süd-mongolische Wüstensteppen - ein Beitrag zur Diskussion um die Nicht-Gleichgewichtstheorie

Karsten Wesche¹, Vroni Retzer²

¹Institut für Geobotanik und Botanischer Garten; Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg; 06099 Halle, Email karsten.wesche@botanik.uni-halle.de, Tel. +49 345 55 26212, Fax +49 345 55 27228

²Lehrstuhl Biogeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth, Email vroni.retzer@uni-bayreuth.de, Tel. +49 921 552259, Fax +49 621 552315

Zusammenfassung

Nomadische Viehhaltung ist die flächenmäßig und ökonomisch wichtigste Form der Landnutzung in der Mongolei; daher ist nachhaltiges Management von großer ökologischer und volkswirtschaftlicher Bedeutung. Einen theoretischen Rahmen für die Beurteilung der Weidewirtschaft bietet die Nicht-Gleichgewichtstheorie ("Non-Equilibrium Theory of Rangeland Science" – "NEQT") der Beweidungsökologie, die für semiaride Ökosysteme, wie sie in weiten Teilen der südlichen Mongolei zu finden sind, voraussagt, dass sich Weideviehzahlen und Vegetation nicht miteinander im Gleichgewicht befinden.

Wir diskutieren hier die Ergebnisse mehrjähriger Beweidungsausschlussexperimente aus der Süd-Gobi im Lichte der NEQT. Das Untersuchungsgebiet in der Süd-Gobi ist (semi-)arid (< 130 mm Jahresniederschlag) und weist eine hohe interannuelle Niederschlagsvariabilität auf; daher sind vorwiegend NEQT-Bedingungen zu erwarten. In Übereinstimmung mit der NEQT zeigen unsere Daten signifikante Effekte der interannuellen Niederschlagsvariabilität auf die Artenvielfalt und Vegetationszusammensetzung, der Beweidungseffekt ist dagegen relativ gering. Auch findet unter Beweidungsausschluss keine gerichtete Sukzession hin zu anderen Vegetationseinheiten statt. Insgesamt ist die weidebedingte Degradationsgefahr also relativ gering.

Dennoch gibt es auch Hinweise darauf, dass die NEQT differenziert betrachtet werden muss: Gezäunte Flächen zeigen nach 6 Jahren Beweidungsausschluss eine höhere Produktivität als die beweideten Kontrollen. Dies ist vermutlich ein Effekt der in den Zäunen akkumulierenden Streu, die die Oberflächenrauigkeit erhöht, so zur Lössdeposition führt und damit die Wasserhaltekapazität und die Nährstoffversorgung verbessert. Dies zeigt, dass auch in NEQT-Systemen Beweidung die Vegetation zumindest indirekt beeinflussen kann. Die Veränderungen kommen vermutlich aber eher über längere Zeiträume zum Tragen, und sind verglichen mit den Auswirkungen der Niederschlagsvariabilität klein. Zu mittel- bis langfristigen sowie großräumigen Effekten sind dagegen bisher nur wenig Daten verfügbar; entsprechend lassen sich im Moment noch keine Empfehlungen für die Beweidungspraxis ableiten.

Einleitung

In den Trockengebieten der Erde basiert die traditionelle Landnutzung seit Jahrtausenden auf nomadischer Viehhaltung. Global ist zwar ein Trend zur Sesshaftwerdung zu beobachten (Scholz 1999), doch bleibt Tierhaltung in Trockengebieten bei fehlender zusätzlicher Bewässerung praktisch die einzige Möglichkeit der

Landnutzung. Dies gilt auch für den Bereich der Gobi in Zentralasien, wo bei Niederschlägen unter 150 mm Ackerbau nur in Oasen möglich ist. Gerade in den Trockenräumen Nordchinas hat das starke Bevölkerungswachstum zu intensiverer Landnutzung geführt, dabei sind die Vegetationsveränderungen in den Oasen besonders ausgeprägt (Bruehl 2003). Doch auch außerhalb solcher Wasserzufuhrquellen ist die Vegetation stark anthropo-zoogen beeinflusst, so dass Weidedegradation bis hin zur völligen Mobilisierung ehemals bewachsener Substrate in China sehr weit verbreitet ist. Je nach Schätzung sind zwischen 0,88 und 1,6 Mio. km² vor allem im Nordwesten und Norden des Landes von Desertifikation bedroht (Yang *et al.* 2005); dabei scheint Überweidung das wichtigste Problem darzustellen. Entsprechend ist die Erprobung geeigneter Restaurationsmaßnahmen ein rasch wachsendes Forschungsfeld (z.B. Li *et al.* 2005a, Zhang *et al.* 2005, Zhao *et al.* 2005).

Verglichen damit sind die Beweidungseffekte im mongolischen Teil der Gobi gering. Allgemein gelten die Weideflächen der Mongolei noch als verhältnismäßig intakt (Sneath 1998), und die Staatsgrenze zu China ist selbst auf Satellitenbildern durch die dichtere Vegetation auf der mongolischen Seite zu erkennen (von Wehrden & Wesche in press). Verschiedene Autoren beklagen dennoch großräumig weidebedingte Degradation (z.B. Batkhishig & Lehmkuhl 2003, Bayarjargal & Karnieli 2004, Ojima & Chuluun 2002, Opp & Hilbig 2003, Ykhanbai *et al.* 2004). Demgegenüber betonen in den letzten Jahren Studien aus den Halbwüsten der Mongolei, dass die klimatischen Schwankungen möglicherweise von größerer Bedeutung sind als die Effekte der Beweidung (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz 1999, 2001, Stump *et al.* 2005).

Den theoretischen Rahmen für diese Hypothese liefert die so genannte "Non-Equilibrium Theory of Rangeland Science" (im folgenden "NEQT"), also die Annahme, dass nicht in allen Weidegebieten ein Gleichgewicht zwischen Vegetation und Herbivoren besteht (Ellis & Swift 1988, Wiens 1984). Die NEQT geht davon aus, dass in ariden Gebieten die Wasserverfügbarkeit und damit der Niederschlag der kontrollierende Faktor für die Vegetationsdecke ist. Dieser schwankt besonders in Trockenräumen sehr stark, so dass es immer wieder zu Dürren kommt. In diesen Perioden stirbt ein Großteil der Herbivoren, und damit auch der Nutztiere. Da deren Bestände sich nur langsam über mehrere Jahre erholen, während die Vegetation in einem feuchten Jahr sofort wieder üppiger ist, hängt die Entwicklung der Nutztierzahlen der tatsächlichen verfügbaren Futtermenge hinterher. Die Nutztierzahlen stehen deshalb nicht im Gleichgewicht mit den Ressourcen. Im Durchschnitt ist die zur Verfügung stehende Biomasse größer als der Bedarf der Großherbivoren, und die Vegetation kann sich regenerieren. Damit sind die Nutztiere in Trockenräumen nicht ein steuernder Faktor sondern eine gesteuerte Variable. Unter solchen Bedingungen sollte die Gefahr anthropo-zoogener Degradation gering sein (Ellis & Swift 1988, Sullivan & Rohde 2002).

Die NEQT hat weit reichende ökologische und auch politische Implikationen, und ist deswegen umstritten (Illius & Connor 1999, Sullivan & Rohde 2002). Neuere Daten weisen daraufhin, dass die Diskussion insofern überzogen ist, als dass beide Sichtweisen vermutlich Extrempositionen darstellen (Briske *et al.* 2003, Vetter 2005). Reale Ökosysteme scheinen sich zumindest in Teilaspekten intermediär zu verhalten, wobei die Übergänge fließend sind (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz 1999). So zeigen Studien in der Mongolei, dass die Landnutzung zu Nährstoffverlusten im Boden führt (Knopf *et al.* 2005, Stump *et al.* 2005); da besser versorgte Stellen produktiver sind, könnte es hier eine indirekte Form der Degradation geben, die von der NEQT so nicht vorausgesagt werden kann (Wesche *et al.* submitted). Für eine Relativierung der Diskussion spricht auch, dass andere Autoren ohne NEQT zu realistischen Modellen für z.B. Artenzahlen in beweideten Trockenräumen kommen (Cingolani *et al.* 2005, Milchunas & Lauenroth 1993). Empirische Studien liegen allerdings bisher vor allem aus tropischen und subtropischen Ländern vor. Daher sind Untersuchungen zur relativ intakten nomadischen Landnutzung in der Mongolei von offensichtlichem theoretischem aber auch praktischem Interesse.

NEQT-Bedingungen werden in der Mongolei in Regionen mit < 200 mm Jahresniederschlag und bei einem Variationskoeffizienten des Niederschlags von mehr als 30 % erwartet (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz 1999). Das betrifft weite Teile der Gobi, also bis zu 40 % des ca. 1,5 Mio. km² großen Landes. Die wenigen explizit auf diese Fragen ausgerichteten Studien bestätigen zwar, dass die NEQT die Bedingungen in der Gobi relativ realistisch beschreibt, fußen aber entweder auf Transektstudien ("space for time substitution"; Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz 2001, Knopf et al. 2005, Miklayeva *et al.* 2004, Sasaki *et al.* 2005, Stumpp et al. 2005) oder auf nur wenige Jahre umfassenden manipulativen Beweidungsexperimenten (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz 1999, Wesche & Retzer 2005). Wir stellen hier Daten aus einem nun 6-Jahre währenden Experiment aus der südlichen Mongolei vor, wobei folgende Vorraussagen der NEQT getestet wurden (Vetter 2005):

1. Die Artenvielfalt und Zusammensetzung der Vegetation hängt stark von den jährlich schwankenden Niederschlägen ab; der Effekt von Beweidung ist vergleichsweise gering.
2. Die Biomassen schwanken ebenfalls sehr stark von Jahr zu Jahr, die Herbivorenpopulationen folgen diesen Schwankungen verzögert, so dass Futterangebot und -nachfrage oft nicht im Gleichgewicht sind.
3. Die Gefahr direkter Degradation durch Beweidung ist daher gering.

Basierend auf der erwähnten Kritik an der NEQT formulieren wir noch eine weitere Hypothese:

4. Auch wenn die direkten Auswirkungen der Beweidung gering sind, wirken sich beweidungsbedingte bodenkundliche Veränderungen indirekt auf die Produktivität der Vegetation aus.

Untersuchungsgebiet

Die Daten wurden im Gobi Gurvan Saikhan Nationalpark in der südlichen Mongolei erhoben. Der Park wurde in den 90'er Jahren ausgewiesen und dient dem Schutz der dort vorkommenden Wüsten- und Gebirgssteppen, die typisch für die nördliche Gobi sind. Allerdings ist praktisch im gesamten Parkgebiet die nomadische Landnutzung zulässig (Bedunah & Schmidt 2004). Die Landschaft wird von den südöstlichsten Ausläufern des (Gobi-) Altai-Systems geprägt, die schroffe Gebirgsketten mit bis zu 2900 m Höhe bilden (Abb. 1). Die Gebirge sind umgeben von ausgedehnten Pedimenten, auf deren flach geneigten Oberflächen verschiedene Halbwüstengesellschaften wachsen (Wesche *et al.* 2005). Die dominanten Erosionsprozesse sind hier linienhafte Erosion, die zur Bildung von ausgedehnten Gully-Systemen (Mongolisch "Sairs") führt, hinzu kommt flächenhafte Winddeflation. Als Folge sind Steinpflaster auf allen stabileren Substraten weit verbreitet.

Das Klima ist arid kontinental mit ausgeprägten Jahresschwankungen von Temperatur und Niederschlägen (Abb. 2). Mehr als 75 % des Jahresniederschlags fallen in den vier Sommermonaten Mai bis August. Die mittleren Niederschläge auf den Pedimenten liegen bei 100 bis 130 mm, allerdings sind die Schwankungen von Jahr zu Jahr sehr ausgeprägt. Für Stationen mit Langzeitmessungen (Bajandalai, Dalandsadgad) liegen die Variationskoeffizienten deutlich über 30 % (Daten National Meteorological Service Mongolia). Auch während der Untersuchungsperiode schwankten die Jahresniederschlagssummen für die Station Bajandalai zwischen weniger als 40 mm und mehr als 100 mm. Die Gebirge erhalten mehr Niederschläge als die Pedimente (bis ca. 200 mm, Retzer *et al.* in press); die interannuellen Schwankungen sind aber ähnlich ausgeprägt.

Da die insgesamt niedrigen Niederschläge auf die kurze Vegetationsperiode konzentriert sind, ermöglichen sie die Ausbildung einer diffusen Halbwüstenvegetation, die in der Mongolei als Wüstensteppe bezeichnet wird (Hilbig 1990, Zemmrich 2005). Pflanzensoziologisch gehören die entsprechenden Gesellschaften zu den Stipetea glareosae-gobicae (Hilbig 2000), wobei in vorliegender Studie Bestände des Allion polyrrhizi untersucht wurden.

Die Untersuchungsflächen lagen alle am oberen Rand der Pedimente und lassen sich als montane Wüstensteppen bezeichnen (Wesche et al. 2005), die durch eher trockentolerante Arten wie *Stipa glareosa*, *S. gobica*, aber z.T. auch Arten der Gebirgssteppen charakterisiert sind (*S. krylovii*, *Agropyron cristatum*). Sie stellen die wichtigsten Weidegründe im Gobi Gurvan Saikhan Nationalpark dar. Bei der Auswahl der Flächen wurde darauf Wert gelegt, die wichtigen Assoziationen und Untergesellschaften zu repräsentieren (Tab. 1; Details zur flächenhaften Verbreitung der Pflanzengesellschaften in von Wehrden 2005, von Wehrden *et al.* submitted).

Methoden

Datenerhebung

Die Studie stützt sich auf zwei unabhängige Auszäunungsexperimente. In Zusammenarbeit mit der Verwaltung des Gobi Gurvan Saikhan Nationalparks und mit einem gtz-finanzierten Naturschutzprojekt unterhalten wir seit 1999 ein großräumiges System von Untersuchungsflächen, auf denen Beweidung durch Großsäuger ausgeschlossen ist (Abb. 1). Zusätzlich existiert seit 2001 ein kleinräumigeres Zäunungsexperiment in der Nähe des Forschungscamps im südlichen Dund Saikhan.

Die weiträumig verteilten Zäune umfassen eine Fläche von 500 – 5000 m² (im Weiteren daher als "Große Zäune" bezeichnet). Sie bestehen aus festem Maschendraht und schließen sämtliche Großsäuger aus. Die Zäune wurden 1999 auf einen Vorschlag von S. Miehe hin etabliert (Miehe 1996); sie werden jeweils von einem in der Nähe lebenden Ranger überwacht und regelmäßig kontrolliert, so dass ihr Funktionieren gesichert ist. Seit 2000 wurden die Zäune jährlich aufgesucht, dabei wurde jeweils auf einer markierten Dauerfläche (100 m²) innerhalb und direkt außerhalb des Zaunes eine Vegetationsaufnahme durchgeführt ("paired plot design"). Dabei wurden alle Gefäßpflanzenarten aufgenommen, dazu wurde ihre Deckung und die Deckung anderer Standardparameter (Streuschicht) visuell abgeschätzt. Seit 2003 wurde für jede Art notiert, ob es Blüten gab oder nicht; in den Jahren 2004 und 2005 wurde zusätzlich die Produktivität der Flächen abgeschätzt. Dazu wurden innerhalb und außerhalb des jeweiligen Zaunes vor Beginn der Vegetationsperiode kleine vollständig geschlossene Weidekäfige aufgebaut. Diese verhinderten auch Beweidung durch Kleinsäuger. Die Biomasse wurde zum Zeitpunkt maximaler Entwicklung (Ende Juli / Anfang August) mit einer Schere geerntet, das Gewicht wurde nach Trocknung bei 105°C im Labor bestimmt.

Rund um das Camp wurde im Herbst 2000 ein weiteres Experiment zur Beweidung aufgebaut. Hier wurde durch Zäune von 30 bis 100 m² (im Folgenden "Kleine Zäune") Beweidung von Klein- und Großsäugern manipuliert. Das Experiment wurde in vier Blöcken angelegt, die jeweils die Faktorkombinationen keine Beweidung, nur Kleinsäuger (im wesentlichen Pfeifhasen, *Ochotona pallasii*), nur Nutzvieh und wildlebende Weidetiere sowie uneingeschränkte Beweidung umfassten (s.a. Retzer 2004). In diesen Zäunen wurden jährlich 1 m² Flächen im Juli und August geerntet, die Trockengewichte wurden im Labor ermittelt. Um den Arbeitsaufwand zu minimieren, kam eine "double sampling"-Technik (Bonham 1989) zur Anwendung, bei der jeweils auf allen 4 x 4 = 16 Flächen Deckung und Höhe der wichtigen Arten bestimmt wurden; auf je 8 Flächen wurde danach die Biomasse geerntet. Biomassen für die nicht geernteten Flächen wurden mittels Regressionen extrapoliert.

Datenanalyse

Für die Großen Zäune standen uni- und multivariate Daten zur Verfügung. Der Einfluss der interannuell schwankenden Niederschläge und des Beweidungsausschlusses auf die Vegetationszusammensetzung wurde durch Varianzaufteilung mittels partieller kanonischer Korrespondenzanalysen untersucht (CCA und "variance

partitioning", Leps & Smilauer 2003, ter Braak & Smilauer 2002). Der durch den jeweiligen Parameter erklärte Anteil der Varianz wurde aus der Summe der Eigenwerte in den partiellen Analysen im Verhältnis zur Gesamtheterogenität ("total inertia") abgeschätzt. Die Signifikanz der jeweiligen CCA wurde durch einen globalen Monte Carlo Test bestimmt (999 Permutationen). Die Gesamtheterogenität des Datensatzes war relativ groß (initiale DCA, Gradientenlänge / "length of gradient" 3,75; cf. Leps & Smilauer 2003), so dass CCAs an Stelle von RDAs benutzt wurden. Da der Schwerpunkt auf der Artenzusammensetzung lag, wurden die Artdaten vor der Analyse 0/1-transformiert.

Die univariaten Daten der Großen Zäune (Artenzahlen, Anzahl blühender Pflanzen) wurden graphisch auf Normalverteilung überprüft und ggf. transformiert. Signifikanztests erfolgten mittels einer Varianzanalyse für Messwiederholungen. Die Jahre dienten als Innersubjektfaktor, Zwischensubjektfaktoren waren die Blöcke (Zäune), und der Beweidungsausschluss. Die Gesamtdaten wurden in Form von Box und Whisker Plots (Mediane, Interquartil-Abstände) zusammengefasst. Für die Kleinen Zäune lag die Zahl der Replikate nur bei $n = 4$, so dass hier auf schließende Statistik verzichtet wurde. Da die untersuchten Plots nur 1m^2 groß waren, wurden auch nur Biomassen und Blütenzahlen, nicht aber Artenzahlen und -zusammensetzung untersucht. Die nötigen Berechnungen wurden mit SPSS 12.0 und Canoco 4.5 durchgeführt (SPSSInc. 2003, ter Braak & Smilauer 2002)

Ergebnisse

Artenvielfalt – Große Zäune

Die Gesamtartenzahlen schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen 5 und 25 Arten pro 100m^2 , wobei es zwischen den Untersuchungsflächen, vor allem aber zwischen den Untersuchungsjahren ausgeprägte Unterschiede gab (Abb. 4a). Hohe Werte wurden besonders im Jahr 2003 und zum Teil auch 2004 erreicht. Allerdings war dieser Effekt vor allem auf annuelle Arten zurückzuführen, denn die mehrjährigen Arten zeigten eine kaum ausgeprägte Jahresschwankung (Abb. 4b). Insgesamt hing die Variabilität der Artenzahlen mit dem Niederschlagsregime zusammen, wie ein Vergleich mit den Sommerniederschlägen an der Station am Dund Saikhan zeigt (Abb. 4c). Diese verhalten sich zumindest in ihrer Rangfolge ganz ähnlich wie die Gesamtartenzahlen.

Verglichen mit der Schwankung zwischen den Jahren war der Effekt der Beweidung gering. Der Unterschied zwischen dem Artenreichtum beweideter und unbeweideter Flächen fiel besonders im Jahr 2003 auf (Abb. 4a); allerdings war auch hier der Effekt durch die Annuellen bedingt, und bei den mehrjährigen Pflanzen deutlich schwächer ausgeprägt (Abb. 4b). Dies bestätigten auch die Ergebnisse der Messwiederholungs-ANOVA. Wurde für den Faktor Block kontrolliert, fand sich bei den Gesamtartenzahlen zusätzlich zum Blockeffekt vor allem ein hochsignifikanter Jahreseffekt, wohingegen der Effekt der Beweidung zwar auch signifikant, aber deutlich schwächer war (Tab. 2a). Die Unterschiede zwischen den Jahren blieben auch signifikant, wenn nur die mehrjährigen Arten in die Analyse gingen. Der Effekt der Beweidung auf die mehrjährigen Arten war dagegen dann nicht mehr signifikant (Tab. 2b).

Artenzusammensetzung – Große Zäune

Die Artenvielfalt sagt wenig über qualitative Veränderungen in der Artenzusammensetzung aus. Eine DCA-Ordination des Gesamtdatensatzes (basierend auf "presence / absence"-Daten) ergab, dass es über die Jahre hinweg zu deutlichen Verschiebungen in der Artenzusammensetzung kam. Die in Abb. 5 dargestellten Vektoren

zeigen diese Veränderungen, die allerdings keine linearen, sondern eher zyklische Trends sind. So war z.B. die Artenzusammensetzung 2003 oft verschieden von der im Jahr 2001, andererseits waren sich die Aufnahmen von 2005 und 2001 wiederum recht ähnlich. Auch sind die insgesamt "zurückgelegten" Strecken im multivariaten Raum nicht sehr groß; kaum ein Vektor umfasst mehr als eine multivariate Standardabweichung bzw. mehr als 25% Arten-"Turnover".

Auch im Vergleich zu den Unterschieden zwischen den Zäunen (Blöcken) waren die Veränderungen auf einer Fläche eher gering: In der DCA (Abb. 5) liegen die Zentroide, also die mittleren Koordinaten aller Wiederholungsaufnahmen an einem Zaun, fast alle deutlich von einander getrennt; keine Fläche scheint sich wirklich hin zu einer anderen Gesellschaft entwickelt zu haben. Die Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Flächen waren dagegen eher gering, wie der Verlauf der Vektoren aber auch die Lage der entsprechenden Zentroide zeigt.

Das bestätigte auch die Aufteilung der Varianzen durch partielle Ordinationen. Eine CCA mit allen verfügbaren Faktoren erklärte immerhin 55% der Gesamtvariabilität (Tab. 3). Für sich genommen erklärten die Faktoren Block fast 49 % und Jahr immerhin noch 5,4 % der Varianz, während der Effekt der Beweidung praktisch vernachlässigbar war (< 1 %). Entsprechend war eine CCA mit Beweidung als einziger erklärender Variable auch nicht mehr signifikant, wohingegen alle anderen Kombinationen noch signifikante, also vermutlich sinnvolle Ordinationen ergaben.

Blütenzahlen – Große Zäune

Die Gesamtzahl blühender Arten verhielt sich in den Jahren 2003-2005 ähnlich wie der Artenreichtum. In dem feuchten Jahr 2003 lag die Zahl der blühenden Arten im Median höher als 13 pro 100 m², während in trockeneren Jahren oft weniger als 5 Arten auf den Flächen blühten (Abb. 6a). Das galt im Prinzip genauso, wenn die Blühaktivität in Prozent der angetroffenen Pflanzen ausgedrückt wurde (Abb. 6b): In dem feuchten Jahr blühten im Median mehr als 70 % der Arten, in trockeneren Jahren waren es weniger als 50 %. Verglichen mit dieser Schwankung war der Effekt der Beweidung auf die Gesamtzahlen blühender Arten gering. Dennoch war der Beweidungseffekt hochsignifikant (Tab. 4), wenn auch die Bedeutung des Faktors Jahr wieder klar größer war.

Produktivität – Große Zäune

Die Produktivität der Vegetation in- und außerhalb der Großen Zäune wurde in zwei Jahren mit relativ ähnlichen Niederschlagsbedingungen gemessen. Die aus den Daten der Weidekäfige extrapolierte maximale stehende Biomasse schwankte im Jahr 2004 zwischen 200 und 1300 kg/ha, und im Jahr 2005 zwischen 200-500 kg/ha (Abb. 6). Dennoch zeigte sich nur ein marginal signifikanter Effekt der Jahre (Tab. 5). Die Produktivität auf den vorher beweideten Flächen war größer als die in den Zäunen (Abb. 6), der Effekt der Beweidung erwies sich als signifikant (Tab. 5).

Produktivität und Blütenzahlen – Kleine Zäune

Abbildung 7 gibt die Entwicklung von Biomasse und Blühaktivität bei den verschiedenen Beweidungsregimes der Kleinen Zäune wider. Die Boxplots der Biomassen (Abb. 7a) zeigen deutlich, dass diese sowohl durch Beweidung als auch durch die Jahresschwankung beeinflusst wurden. Unbeweidete Flächen zeigten sehr

ausgeprägte Unterschiede zwischen den Jahren; die Werte lagen für die eher feuchten Jahre 2002-2004 mehr als doppelt so hoch wie in trockeneren Jahren (2001). In diesem Experiment hatte aber auch Beweidung immer einen deutlichen Effekt auf die stehende Biomasse. Im Gegensatz zu den großen Zäunen wurde hier allerdings direkt auf beweideten Flächen geerntet, und nicht auf unbeweideten Kleinflächen innerhalb von Weidekäfigen. Letztere Daten sind ein Maß für die Produktivität, während die für Abb. 7a gezeigten Daten angeben, wie viel Biomasse unter dem gegebenen Beweidungsregime stehen blieb.

Im Schnitt fraßen die Tiere zwischen ca. 20 und 70 % der verfügbaren Biomasse. Dabei waren Großherbivore und Kleinsäuger ähnlich effektiv, denn die jeweiligen Beweidungsregime unterscheiden sich kaum (Abb. 7a). Haben beide Gruppen Zugang zu einer Fläche, ist die stehende Biomasse am geringsten, andererseits aber nicht so gering, wie eine Summierung der jeweiligen Beweidungseffekte in den Telexperimenten nahe legt. Die Effekte waren also nicht additiv; wenn beide Gruppen Zugang haben, fraß mindestens eine Gruppe weniger, als wenn sie allein Zugang hatte. Darüber hinaus unterlag die stehende Biomasse auch auf den beweideten Flächen erheblichen Schwankungen zwischen den Jahren. Die Herbivoren sind also nicht in der Lage, die in feuchten Jahren erhöhten Biomassenressourcen vollständig zu nutzen, so dass in feuchten Jahren mehr stehende Biomasse zu finden ist.

Die Analyse der Blütenzahlen bestätigt, dass diese stark vom Jahresklima abhängen. Im feuchten Jahr 2003 blühten mit bis zu 200 Infloreszenzen pro m² deutlich mehr Individuen als in den anderen Jahren (Abb. 7b). In diesem Jahr kamen auch auf den beweideten Flächen viele Pflanzen zur Blüte. In Jahren geringer Niederschläge (z.B. 2001) gab es dagegen auch auf unbeweideten Flächen kaum Blüten, dennoch war dann der Beweidungseffekt sehr stark. Wann immer Tiere Zugang hatten, waren deutlich weniger als 20 Infloreszenzen pro m² zu finden. Hier waren also wie in den großen Zäunen die Effekte von Jahresschwankung *und* von Beweidung deutlich.

Diskussion

Gibt es NEQT-Bedingungen?

Die Ergebnisse von den Großen Zäunen bestätigen weitgehend die Voraussagen von Hypothese 1. In Übereinstimmung mit der NEQT zeigen sich deutliche Effekte der interannuellen Variabilität auf Artenzahlen und Artenzusammensetzung, während die Effekte der Beweidung verhältnismäßig gering sind. Die Biomasse variiert ebenfalls von Jahr zu Jahr, das zeigen vor allem auch die Ergebnisse der Kleinen Zäune. Entsprechend des verfügbaren Pflanzenmaterials ändert sich auch die von den beiden Herbivorengruppen Großherbivore und Kleinsäuger aufgenommene Biomasse, wobei in sehr feuchten Jahren ein geringerer relativer Anteil konsumiert wird als in Trockenjahren. Die Nahrungsaufnahme hält also nicht Schritt mit der Nahrungsverfügbarkeit, was Hypothese 2 bestätigt. Das entspricht bisherigen Studien, die für die südmongolischen Trockenräume NEQT-Bedingungen beschrieben haben (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz 1999, 2001, Stumpp et al. 2005).

Ein möglicher Einwand ist, dass Trockenräume, die über sehr lange und damit evolutiv wirksame Zeiträume beweidet werden, oft von mehrjährigen Pflanzenarten dominiert werden. Daher reagieren sie langsam auf Veränderungen, auch die Erholung nach Beweidungsausschluss kann langsam verlaufen (Cingolani et al. 2005, Milchunas & Lauenroth 1993). Entsprechend könnte vorliegende Studie immer noch zu kurzfristig angelegt sein, um Veränderungen in der Artenzusammensetzung zeigen zu können. Dagegen sprechen allerdings Transektstudien entlang von lange etablierten Beweidungsgradienten, wie man sie rund um traditionell genutzte Wasserstellen auch in der Mongolei findet. Unter einem trockenen Großklima werden in der Regel außerhalb des durch Zertrampeln betroffenen Gebietes direkt an der Wasserstelle keine Zusammenhänge zwischen

abnehmender Beweidung und Pflanzen-Artenzahl und Artenzusammensetzung gefunden (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz 2001, Knopf et al. 2005, Stumpp et al. 2005). Eine Ausnahme ist die Studie von Sasaki et al. 2005), die für sehr großräumige Transekte Beweidungseffekte in der Vegetation beschreibt. Allerdings überspannte der Transekt hier verschiedene Pflanzengesellschaften und damit möglicherweise sehr unterschiedliche abiotische Bedingungen, so dass die Ergebnisse nicht direkt vergleichbar sein dürften.

Darüber hinaus wird von den meisten Autoren auch kaum bezweifelt, dass die genannten Voraussagen der NEQT meist in Trockenräumen zutreffen. Allgemein wird davon ausgegangen, dass unter (semi-) ariden Bedingungen die lokalen Phänomene weit besser durch die NEQT als durch Gleichgewichts-Modelle beschrieben werden (Briske et al. 2003, Sullivan & Rohde 2002, Vetter 2005). Zweifel gibt es hingegen, ob die NEQT auf allen räumlichen und zeitlichen Skalenebenen gilt, ob nicht doch die Bedeutung von anderen Ressourcen (z.B. Zufütterung, aber auch Bodenährstoffe) berücksichtigt werden muss, und ob aus NEQT-Bedingungen wirklich auf das Fehlen von Degradation geschlossen werden darf (Ho 2001, Illius & Connor 1999, Oba et al. 2003). Diesen drei Punkten wird im Folgenden nachgegangen.

Bedeutung verschiedener Skalenebenen

Die gezeigten Daten beziehen sich auf eine räumlich begrenzte Situation, und auch die zeitliche Schwankung wird vor allem in einem bestimmten Maßstab, nämlich dem Vergleich zwischen einzelnen Jahren deutlich. Betrachtet man den Sukzessionsverlauf aber über den Gesamtzeitraum der Studie, zeigt sich, dass die Vegetationstypen im Prinzip konstant bleiben. Die Veränderungen sind insgesamt klein und eher zyklisch (Abb. 5); keine Gesellschaft ist in eine andere übergegangen. (Illius & Connor 1999). Dieses Verhalten zeigt sich im vorgestellten Datensatz bei allen untersuchten Zäunen, die ja immerhin über eine Fläche von ca. 250 km² verstreut liegen. Dies bestätigt, dass es sich nicht nur um ein lokales Muster, sondern um eine weit verbreitete Eigenschaft der mongolischen Wüstensteppen handelt. Entgegen anderen Studien (Briske et al. 2003, Vetter 2005) bleibt in unserem Beispiel über die Jahre sogar die Artenzusammensetzung und nicht nur die Artenzahl relativ konstant. Anders als von der NEQT prognostiziert, kann auch in Trockenräumen die Artenzusammensetzung über längere Zeiträume also sehr wohl stabil sein (Illius & Connor 1999). Eine Analyse dieses Aspektes erfordert aber langfristige Datenreihen, die sich am ehesten aus der Analyse multitemporaler Satelliten-Daten gewinnen ließen (Yang et al. 2005). Genauerer Untersuchungen zu langfristigen Dynamiken im Hinblick auf die NEQT stehen leider noch aus, aber eine der wenigen verfügbaren Dauerstudien zeigt immerhin, dass Viehzahlen und Niederschläge in Nord-China unabhängig voneinander schwanken (Ho 2001). Auch wenn die Vegetation hier nicht direkt erfasst wurde, spricht diese Beobachtung gegen das Vorherrschen von NEQT-Bedingungen. Der Grund mag in den Eigenheiten der Landnutzung in Nordchina liegen (kein Nomadismus), oder auch an der gewählten räumlichen Maßstabsebene.

Betrachtet man das Gebiet der gesamten Mongolei, schwanken die Gesamtviehzahlen deutlich weniger als auf der lokalen Ebene. Während einer Reihe von Gunstjahren haben die Viehzahlen zwar in der zweiten Hälfte der 90'er Jahre stark zugenommen, aber nach den Dürre-Jahren 2001/2002 haben sich die Zahlen wieder etwa auf dem Niveau der 80'er Jahre eingependelt (Retzer 2004, Retzer & Reudenbach 2005). Damit stehen auf großem räumlichem Maßstab die Viehzahlen durchaus im Gleichgewicht mit den zonal herrschenden Bedingungen. Die Frage nach NEQT hat also auch eine deutliche räumliche Komponente; auf überregionaler Ebene finden sich oft eher EQT-Bedingungen (Briske et al. 2003, Oba et al. 2003). Von zentraler Bedeutung ist hier die nomadische Nutzungsform, denn wandernde Herden können lokal ungünstige Bedingungen durch Abwanderung in bessere Gebiete ausgleichen. Damit ist Nomadismus eine zentrale Voraussetzung für die nachhaltige Nutzung von NEQT-Systemen (Cingolani et al. 2005, Vetter 2005). Dies erklärt auch, dass es in der autonomen Region der

Inneren Mongolei in Nord-China zu Degradationserscheinungen kommt, denn dort sind die Bauern weitgehend sesshaft gemacht worden (Dee Mack 1996, Ho 2001, Neupert 1999).

Bedeutung anderer Ressourcen

In der Terminologie von Illius & Connor 1999) lässt sich Nomadismus als Nutzung so genannter "key resources" beschreiben, die in Zeiten des Mangels aufgesucht werden und so die Auswirkungen von Dürren abschwächen helfen. Sullivan & Rohde 2002) haben dagegen eingewandt, dass es auf der lokalen Ebene auch in einem ansonsten unbeweideten Weideschutzgebiet bei Dürre kaum Futter verfügbar sein dürfte, die Bedeutung dieser Schlüsselressourcen also überschätzt wird. Hier zeigt sich wieder, dass diese Argumentation eine Frage des Maßstabs ist, denn durch weiträumige Wanderungen können auch weit entfernte und von der Dürre nicht betroffene Gebiete genutzt werden. Vergleichbare Effekte werden durch den Import von zusätzlichem Futter erreicht.

Festzuhalten bleibt auch, dass die klimatisch bedingte Wasserverfügbarkeit nicht der einzige relevante Faktor sein muss. So kann die Entfernung von Streu durch Herbivore durchaus die Infiltration beeinflussen; unter solchen Bedingungen kann auch in Trockenräume der Einfluss von Tieren nicht vernachlässigbar sein (z.B. Laundre 1993). In den Großen Zäunen blieb durch die fehlende Beweidung die Streu innerhalb des Zaunes liegen und in der Folge sammelte sich Feinsubstrat (Löss) an der Oberfläche. Dies bestätigt sich auch an einer nicht replizierten Vergleichsfläche an einem ehemals stark beweideten Pappel-Standort (Zaun 11, s. Tab. 1). Hier führte mehrjähriger Beweidungsausschluss dazu, dass sich die Wurzelschößlinge der Pappel zu einem dichten Gebüsch entwickeln konnten. Dies hat zur Akkumulation von 20-30 cm Feinsand geführt (Abb. 8). An einer benachbarten Saxaulfläche (*Haloxylon ammodendron*) gab es dagegen keine derartige Entwicklung, so dass hier artspezifische Effekte auch eine Rolle spielen. Das akkumulierte Feinmaterial hat vermutlich eine andere Wasserkapazität als das unterliegende Steinpflaster, so dass auch hier die Weidetiere indirekte Auswirkungen auf die Wasserverfügbarkeit und damit auf die Vegetation haben könnten.

Gleichzeitig verändert die Akkumulation auch die Nährstoffverfügbarkeit. Überregionale Vergleiche zeigen, dass selbst unter relativ trockenen Bedingungen Stickstoff und Phosphor die Produktivität von Grasländern limitieren (Hooper & Johnson 1999, Illius & Connor 1999). Aus den Steppen Nordchinas ist bekannt, dass auch die Blühaktivität vom Nährstoffgehalt des Bodens beeinflusst wird (Li *et al.* 2005b). Es existieren zwar kaum Daten aus Regionen mit weniger als 200 mm Jahresniederschlag, aber eine Studie aus Bulgan im Norden des Untersuchungsgebietes ergab Hinweise auf eine Stickstofflimitierung der Biomasseproduktion in den dortigen Wüstensteppen (Slemnev *et al.* 2004). Dies bestätigen auch die vorläufigen Ergebnisse von Düngungs-Experimenten rund um das Forschungscamp im Dund Saikhan (Wesche & Ronnenberg, unpubl.). Die aktuelle Nährstoffarmut der Wüstensteppen ist vermutlich ebenfalls eine Folge der Landnutzung, denn Transektstudien finden abnehmende Konzentrationen von Bodenstickstoff und -Phosphat mit zunehmendem Abstand vom Nutzungsschwerpunkt (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz 2001, Stumpp *et al.* 2005). Das spricht dafür, dass Nutztiere über die Dung-Deposition in großem Maßstab Nährstoffe verlagert haben.

Es gibt also empirisch begründete Zweifel an der von der NEQT postulierten ausschließlichen Kontrolle der Vegetationsdynamik durch die klimatisch bedingte Wasserverfügbarkeit. Die hier vorgestellten Daten bestätigen dann auch Hypothese 4, also das Vorhandensein indirekter Effekte. Die Produktivität innerhalb der länger nicht beweideten Flächen war schwach aber doch signifikant höher als auf vorher beweideten Flächen, dies könnte als ein relativ klares Kriterium für weidebedingte Degradation gelten (Illius & Connor 1999). Allerdings stellen sowohl der Zaun als auch die darin stehen bleibende Biomasse in der ansonsten beweideten Fläche eine Falle für

Löss dar. Diese lokalen Ergebnisse können sicher nicht großräumig extrapoliert werden, da die Flächen auch gleichzeitig Quellgebiete des Lösses sind. Detaillierte bodenkundliche Daten fehlen zwar noch, aber die vorliegenden Ergebnisse bestätigen die Prognose, dass die Artenzahlen dynamischer sind als die Produktivität, und dass Veränderungen im Boden erst über längere Zeiträume – mindestens mehrere Jahre – zu erwarten sind (Milchunas & Lauenroth 1993). Entsprechend gehen neuere theoretische Überlegungen zu einer umfassenderen Theorie der Grasländer davon aus, dass den offensichtlicheren Effekten der jährlichen klimatischen Schwankungen sehr wohl schleichende gerichtete Veränderungen z.B. im Boden unterliegen können, die erst mittelfristig Bedeutung gewinnen (Briske et al. 2003, Ho 2001, Vetter 2005).

Bedeutung anthropo-zoogener Degradation

Es gibt also gute Gründe, nicht aus der Beobachtung von NEQT-Bedingungen direkt auf das Fehlen jeglicher Degradation zu schließen. Daher ist die eingangs aufgestellte Hypothese 3, dass die Degradationsgefahr durch Beweidung in NEQT-Systemen gering ist, sicher auch der am stärksten umstrittene Aspekt in der Debatte (Illius & Connor 1999, Sullivan & Rohde 2002). Die hier vorgelegten Daten zeigen, dass in der Tat der Zusammenhang komplexer ist, als in der ursprünglichen Formulierung der NEQT angenommen wurde (Ellis & Swift 1988, Wiens 1984).

Dennoch wäre es verfehlt, für den Süden der Mongolei massive anthropo-zoogene Degradation anzunehmen. Die Daten aus den Großen Zäunen zeigen vor allem, dass Beweidungsschluss nur minimale Effekte auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung hat. Das ist sicher in der nördlichen und zentralen Mongolei anders (Batjargal 1998, Hilbig & Opp 2005), aber hier sind die Bedingungen deutlich feuchter, es herrschen ohnehin eher EQT-Bedingungen. Das gilt ebenfalls für Bergregionen mit ihren höheren Niederschlägen (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz 2001). In den Wüstensteppen dagegen scheinen die Effekte der Beweidung sehr viel geringer zu sein. Das gilt auch für das Auftreten von Erosionserscheinungen, die in ariden Gebieten der klimageomorphologische Normalfall sind. Daher ist in China nicht das Auftreten von Erosion als solches ein Alarmzeichen, vielmehr ist es die massive Erosion in an sich eher feuchten Gebieten mit mehr als 200 mm Niederschlag (z.B. Li et al. 2005a, Xie & Wittig 2004, Zhao et al. 2005).

Wesentlich weniger offensichtlich als direkte Änderungen in der Vegetationsdecke sind schleichende Veränderungen der Pedosphäre, insbesondere der Wasserhaltekapazität und der Nährstoffverhältnisse. Die verfügbaren Daten sind begrenzt, aber es zeichnet sich doch ab, dass diese trotz NEQT-Bedingungen von Bedeutung sind. Im Moment wäre es verfrüht und unverantwortlich, daraus Empfehlungen zur Senkung der Viehzahlen abzuleiten. Einerseits ist die Größe des Effektes nicht bekannt, andererseits ist die Beweidung durch wilde Großherbivoren wie Gazellen, Kamele, und Wildesel eine natürliche Eigenschaft der Wüstensteppen. Weitere Daten sind hier nötig. Da die Biodiversität von der jetzigen Beweidung kaum betroffen zu sein scheint, ist es vor allem die Viehhaltung selbst, die unter der gesenkten Produktivität leidet. Unter diesen Bedingungen ist es gegenwärtig sehr fraglich, ob eine externe Kontrolle der Viehzahlen sinnvoll und nötig erscheint; ob sie umsetzbar wäre, bleibt ohnehin offen (Bedunah & Schmidt 2004).

Danksagung

Die Studie entstand auf Initiative der Verwaltung des Gobi Gurvan Saikhan Nationalparks und des angeschlossenen gtz-finanzierten Pufferzonen-Entwicklungsprojektes; beide Institutionen haben durch den Aufbau und die Unterhaltung des Zaunsystems die Arbeiten überhaupt erst möglich gemacht. Für weitere

finanzielle Unterstützung möchten wir uns auch bei DFG, DAAD, BMBF und der Schimper-Stiftung bedanken. Bei Organisation und Durchführung der Feldarbeiten halfen R. Samjaa, R. Undrakh, H. von Wehrden und viele weitere Mitarbeiter des Gobi Gurvan Saikhan Research Projects.

Verwendete Literatur

- Batjargal, Z. (1998): Desertification in Mongolia. *Rala Report* 200: 107-113.
- Batkhisig, O. & F. Lehmkuhl (2003): Degradation und Desertifikation in der Mongolei. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 147: 48-49.
- Bayarjargal, Y. & A. Karnieli (2004): Assessing land use and land-cover change in Bulgan Soum by remote sensing change detection technique. *Arid ecosystems* 10: 126-134.
- Bedunah, D. & S.M. Schmidt (2004): Pastoralism and protected area management in Mongolia's Gobi Gurvansaikhan National Park. *Development and Change* 35: 167-191.
- Bonham, C.D. (1989): *Measurements of terrestrial vegetation*. New York.
- Briske, D.D., S.D. Fuhlendorf & F. Smeins (2003): Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology* 40: 601-614.
- Bruehlheide, H. (2003): Vegetation changes in a river oasis on the southern rim of the Taklamakan Desert in China between 1956 and 2000. *Phytocoenologia* 33: 801-818.
- Cingolani, A.M., I. Noy-Meir & S. Diaz (2005): Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological Applications* 15: 757-773.
- Dee Mack, W. (1996): Grassland enclosures: Catalyst of land degradation in Inner Mongolia. *Human Organization* 55: 307-313.
- Ellis, J.E. & D.M. Swift (1988): Stability of African pastoral ecosystems: Alternate paradigms and implications for development. *Journal of Range Management* 41: 450-459.
- Fernandez-Gimenez, M.E. & B. Allen-Diaz (1999): Testing a non-equilibrium model of rangeland vegetation dynamics in Mongolia. *Journal of Applied Ecology* 36: 871-885.
- Fernandez-Gimenez, M.E. & B. Allen-Diaz (2001): Vegetation change along gradients from water sources in three grazed Mongolian ecosystems. *Plant Ecology* 157: 101-118.
- Hilbig, W. (1990): *Pflanzengesellschaften der Mongolei. Erforschung biologischer Ressourcen der Mongolischen Volksrepublik* 8: 5-146.
- Hilbig, W. (2000): Kommentierte Übersicht über die Pflanzengesellschaften und ihre höheren Syntaxa in der Mongolei. *Feddes Repertorium* 111: 75-120.
- Hilbig, W. & C. Opp (2005): The effects of anthropogenic impact on plant and soil cover in Mongolia. *Erforschung biologischer Ressourcen der Mongolei* 9: 163-177.
- Ho, P. (2001): Rangeland degradation in north China revisited? A preliminary statistical analysis to validate Non-Equilibrium Range Ecology. *Journal of Development Studies* 37: 99-133.
- Hooper, D.U. & L. Johnson (1999): Nitrogen limitation in dryland ecosystems: Responses to geographical and temporal variation in precipitation. *Biogeochemistry* 46: 247-293.
- Illius, A.W. & T.G.O. Connor (1999): On the relevance of nonequilibrium concepts to arid and semiarid grazing systems. *Ecological Applications* 3: 798-813.
- Knopf, C., G. Werhahn & J. Tsogtbataar (2005): Vegetation in relation to the distance to grazing hotspots - results of four transects in Khovd-Aimag (western Mongolia). In: Dorjsuren, C., N.I. Dorofeyuk, P.D. Gunin, Y.I. Drobyshev, S.N. Bazha & L.F. Vasilieva (eds.): *Ecosystems of Mongolia and frontier areas of adjacent*

- countries: natural resources, biodiversity and ecological prospects: Proceedings of the International Conference. Ulaanbaatar, pp. 216-218.
- Laundre, J.W. (1993): Effects of small mammal burrows on water infiltration in a cool desert environment. *Oecologia* 94: 43-48.
- Leps, J. & P. Smilauer (2003): *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge.
- Li, F.-R., L.-F. Kang, H. Zhang, L.-Y. Zhao, Y. Shirato & I. Taniyama (2005a): Changes in intensity of wind erosion at different stages of degradation development in grasslands of Inner Mongolia, China. *Journal of Arid Environments* 62: 567-585.
- Li, F.-R., A.-S. Zhang, S.-S. Duan & L.-F. Kang (2005b): Patterns of reproductive allocation in *Artemisia halodendron* inhabiting two contrasting habitats. *Acta Oecologica* 28: 57-64.
- Miehe, S. (1996): Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen, Auswahl und Einrichtung von Dauerprobestellen für Vegetationsmonitoring im Nationalpark Gobi-Gurvan-Saikhan pp. 74. gtz, Ulaan Bataar.
- Miklayeva, I.M., P.D. Gunin, N.N. Slemnev, S.N. Bazha & A. Fakhire (2004): Disturbance of vegetation in steppe ecosystems. *Arid ecosystems* 10: 35-45.
- Milchunas, D.G. & W.K. Lauenroth (1993): Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: 327-366.
- Neupert, R.F. (1999): Population, nomadic pastoralism and the environment in the Mongolian plateau. *Population and Environment* 20: 413-440.
- Oba, G., R.B. Weladji, W.J. Lusigi & N.C. Stenseth (2003): Scale-dependent effects of grazing on rangeland degradation in northern Kenya: A test of equilibrium and non-equilibrium hypotheses. *Land Degradation & Development* 14: 83-94.
- Ojima, D. & T. Chuluun (2002): Sustainability of pastoral systems in Mongolia. In: Chuluun, T. & D. Ojima (eds.): *Fundamental issues affecting sustainability of the Mongolian steppe Ulaanbaatar*, pp. 19-25.
- Opp, C. & W. Hilbig (2003): The impact of overgrazing on natural pastures in Mongolia and Tyva. *Berliner Paläobiologische Abhandlungen* 02: 96-98.
- Retzer, V. (2004): Carrying capacity and forage competition between livestock and a small mammal, the Mongolian Pika (*Ochotona pallasii*) in a non-equilibrium ecosystem, South-Gobi, Mongolia. Marburg.
- Retzer, V., K. Nadrowski & G. Miehe (in press): Variation of precipitation and its effect on phytomass production and consumption by livestock and large wild herbivores along an altitudinal gradient during a drought, South-Gobi, Mongolia. *Journal of Arid Environments*.
- Retzer, V. & C. Reudenbach (2005): Modelling the carrying capacity and coexistence of pika and livestock in the mountain steppe of the South Gobi, Mongolia. *Ecological Modelling* 189: 89-104.
- Sasaki, T., T. Okayasu, K. Takeuchi, J. Undermaa & J. Sanjid (2005): Patterns of floristic composition under different grazing intensities in Bulgan, South Gobi, Mongolia. *Grassland Science* 51: 235-242.
- Scholz, F. (1999): Nomadismus ist tot. *Geographische Rundschau* 51: 248-255.
- Slemnev, N.N., D. Sanjid, T. Khongor & S. Tsooj (2004): The features of desertified steppes development in Mongolia at the gradient of ecotypes moistening. *Arid ecosystems* 10: 172-182.
- Sneath, D. (1998): State policy and pasture degradation in Inner Asia. *Science* 281: 1147-1148.
- SPSSInc. (2003): *SPSS for Windows 12.0G*. SPSS Inc., Chicago.
- Stumpp, M., K. Wesche, V. Retzer & G. Miehe (2005): Impact of grazing livestock and distance from water points on soil fertility in southern Mongolia. *Mountain Research and Development* 25: 244-251.
- Sullivan, S. & R. Rohde (2002): On non-equilibrium in arid and semi-arid grazing systems. *Journal of Biogeography* 29: 1595-1618.
- ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer (2002): *Canoco 4.5 Reference Manual*. Wageningen, Ceske Budejovice.

- Vetter, S. (2005): Rangelands at equilibrium and non-equilibrium: recent developments in the debate. *Journal of Arid Environments* 62: 321-341.
- von Wehrden, H. (2005): Vegetation mapping in the Gobi Gurvan Saykhan National Park and the Great Gobi B Special Protected Area - a comparison of first results. *Erforschung biologischer Ressourcen der Mongolei* 9: 225-236.
- von Wehrden, H. & K. Wesche (in press): Mapping Khulan habitats - a GIS-based approach. *Erforschung biologischer Ressourcen der Mongolei* 10.
- von Wehrden, H., K. Wesche, C. Reudenbach & G. Mieke (submitted): Mapping of large-scale vegetation pattern in southern Mongolian semi-deserts - an application of LANDSAT 7 data. *Erdkunde*.
- Wesche, K., S. Mieke & G. Mieke (2005): Plant communities of the Gobi Gurvan Sayhan National Park (South Gobi Aimag, Mongolia). *Candollea* 60: 149-205.
- Wesche, K., K. Nadrowski & V. Retzer (submitted): Habitat engineering under dry conditions: The impact of pikas (*Ochotona pallasi*) on southern Mongolian mountain steppes.
- Wesche, K. & V. Retzer (2005): Is degradation a major problem in semi-desert environments of the Gobi region in southern Mongolia? In: Retzer, V., K. Wesche, R. Samiya, A. Stubbe, G. Mieke & M. Stubbe (eds.): *Erforschung Biologischer Ressourcen der Mongolei Band 9 Halle*, pp. 133-146.
- Wiens, N. (1984): On understanding a non-equilibrium world: myth and reality in community patterns and processes. In: Strong, D.R., D. Simberloff, L. Abele & A.B. Thistle (eds.): *Ecological communities: Conceptual issues and processes* Princeton, pp. 339-457.
- Xie, Y. & R. Wittig (2004): The impact of grazing intensity on soil characteristics of *Stipa grandis* and *Stipa bungeana* steppe in northern China (autonomous region of Ningxia). *Acta Oecologica* 25: 197-204.
- Yang, X., K. Zhang, B. Jia & L. Ci (2005): Desertification assessment in China: An overview. *Journal of Arid Environments* 63: 517-531.
- Ykhanbai, H., E. Bulgan, U. Beket, R. Vernooij & J. Graham (2004): Reversing grassland degradation and improving Herder's livelihoods in the Altai Mountains of Mongolia. *Mountain Research and Development* 24: 96-100.
- Zemmerich, A. (2005): Die Steppengliederung der Mongolei aus Sicht der russischen und mongolischen Geobotanik. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 44: 17-35.
- Zhang, J., H.-L. Zhao, T. Zhang & S. Drake (2005): Community succession along a chronosequence of vegetation restoration on sand dunes in Horqin Sandy Land. *Journal of Arid Environments* 62: 555-566.
- Zhao, H.-L., X.-Y. Zhao, R.-L. Zhou, T.-H. Zhang & S. Drake (2005): Desertification processes due to heavy grazing in sandy rangeland, Inner Mongolia. *Journal of Arid Environments* 62: 309-319.

Tabelle 1: Lage der Untersuchungszäune und pflanzensoziologische Zuordnung nach Wesche et al. 2005). Die Zäune 10 & 11 repräsentieren keine Wüstensteppen und wurden daher nicht in die statistische Analyse einbezogen.

Lokalität	Var.	Gesellschaft	Koordinaten (WGS 84)
"Große Zäune"			
Gegetijn Am	1	<i>Stipa gobica</i> Gesellschaft	43°47.724'N/103°12.066'E
	2	<i>Stipa gobica</i> Gesellschaft	
Khalgan	3	<i>Artemisia santolinifolia</i> Gesellschaft	43°45.370'N/103°30.679'E
	4	<i>Stipa gobica</i> Gesellschaft	
Bulgan Sum Süd	5	Allio polyrrhizi-Stipetum glareosae	44°00.724'N/103°33.537'E
Barun Saikhan Nord	6	<i>Stipa gobica</i> Gesellschaft	43°52.916'N/103°34.629'E
Pass Dund / Dsuun Saikhan	7	<i>Stipa gobica</i> Gesellschaft	43°34.169'N/104°02.014'E
	8	Artemisio xerophyticae-Caraganetum leucophloae	
Dalandsadgad	9	Allio polyrrhizi-Stipetum glareosae	43°36.289'N/104°07.542'E
Große Zäune (sonst. Gesellschaften)			
Nemegt Uul	10	Calligono mongolici-Haloxyletum ammodendronis	43°27.673'N/100°50.542'E
Gurvantes Nord	11	<i>Populus diversifolia</i> Gesellschaft	43°25.526'N/101°04.441'E
"Kleine Zäune"			
Camp Dund Saikhan	1-4	<i>Stipa gobica</i> Gesellschaft	

Tab. 2a: Auswirkungen von Jahresschwankung und Beweidungsausschluss auf die Anzahl von Gefäßpflanzen (alle Lebensformen) in südmongolischen Wüstensteppen (Messwiederholungs- ANOVA, Block und Beweidung als Innersubjektfaktoren).

Innersubjekt	Freiheitsgrade	Mittlere Quadrate	F	P
Jahr	4	124,011	56,068	<0,001
Zwischensubjekt				
Beweidung	1	49,878	13,655	0,006
Block (Lokalität)	8	130,753	35,795	<0,001
Interaktionen				
Jahr x Beweidung	1	0,050	0,031	0,864
Jahr x Block	8	105,911	8,274	0,004

Tab. 2b: Auswirkungen von Jahresschwankung und Beweidungsausschluss auf die Zahlen von mehrjährigen Arten in südmongolischen Wüstensteppen (Messwiederholungs-ANOVA, Block und Beweidung als Innersubjektfaktoren).

Innersubjekt	Freiheitsgrade	Mittlere Quadrate	F	p
Jahr	4	18,956	12,008	< 0,001
Zwischensubjekt				
Beweidung	1	20,544	4,756	0,061
Block (Lokalität)	8	84,386	19,536	< 0,001
Interaktionen				
Jahr x Beweidung	1	0,050	0,050	0,845
Jahr x Block	8	5,531	4,515	0,024

Tabelle 3: Aufteilung der Varianzkomponenten für den multivariaten Datensatz in Abb. 5. Verwendet wurden alle Wiederholungsaufnahmen aus den Zäunen und den benachbarten Kontrollen. Die Gesamtvarianz ("total inertia") im unbeschränkten Modell war 2,995; die Summe der Eigenwerte bezieht sich auf das durch die angegebenen Faktoren angegebene Modell (CCA basierend auf presence/absence Daten, seltene Arten herabgewichtet; Signifikanz der drei ersten Ordinationsachsen basiert auf 999 freien Permutationen).

Faktoren	Kovariablen	Summe Eigenwerte (kanonisch)	Erklärte Varianz	P (all axes)
Block (Lokalität)	Jahr, Beweidung	1,458	48,7	0,001
Jahr	Block, Beweidung	0,163	5,4	0,001
Beweidung	Jahr, Block	0,022	0,7	0,142
Jahr, Beweidung, Block		1,652	55,2	0,001
Jahr, Beweidung	Block	0,184	6,1	0,001
Block, Beweidung	Jahr	1,480	49,4	0,001
Jahr, Block	Block	1,631	54,5	0,001
Nicht erklärt		1,343	44,8	

Tab. 4: Auswirkungen von Jahresschwankung und Beweidungsausschluss auf die Anzahl blühender Pflanzenarten in südmongolischen Wüstensteppen (Messwiederholungs-ANOVA, Block und Beweidung als Innersubjektfaktoren).

Innersubjekt	Freiheitsgrade	Mittlere Quadrate	F	P
Jahr	2	387,796	81,088	<0,001
Zwischensubjekt				
Beweidung	1	37,782	10,696	0,002
Block (Lokalität)	8	58,074	16,440	0,004
Interaktionen				
Jahr x Beweidung	2	2,574	0,538	0,594
Jahr x Block	16	15,671	3,277	0,011

Tab. 5: Auswirkungen von Jahresschwankung und Beweidungsausschluss auf die Produktivität (stehende Biomasse) in Weidekäfigen (Messwiederholungs-ANOVA, Block und Beweidung als Innersubjektfaktoren, Daten log-transformiert).

Innersubjekt	Freiheitsgrade	Mittlere Quadrate	F	P
Jahr	1	0,399	4,317	0,083
Zwischensubjekt				
Beweidung	1	0,925	24,855	0,002
Block (Lokalität)	6	0,717	19,273	0,001
Interaktionen				
Jahr x Beweidung	1	0,247	2,665	0,154
Jahr x Block	6	0,073	0,789	0,609

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes in der Mongolei (Insert) und räumliche Verteilung der Untersuchungsflächen. Als Rechtecke die "Großen Zäune", als Kreise die vier "Kleinen Zäune" in der Nähe der Forschungsstation im südlichen Dund Saikhan (200 m-Höhenlinien basierend auf GIS-Datensatz der Verwaltung des Gobi Gurvan Saikhan Nationalparks).

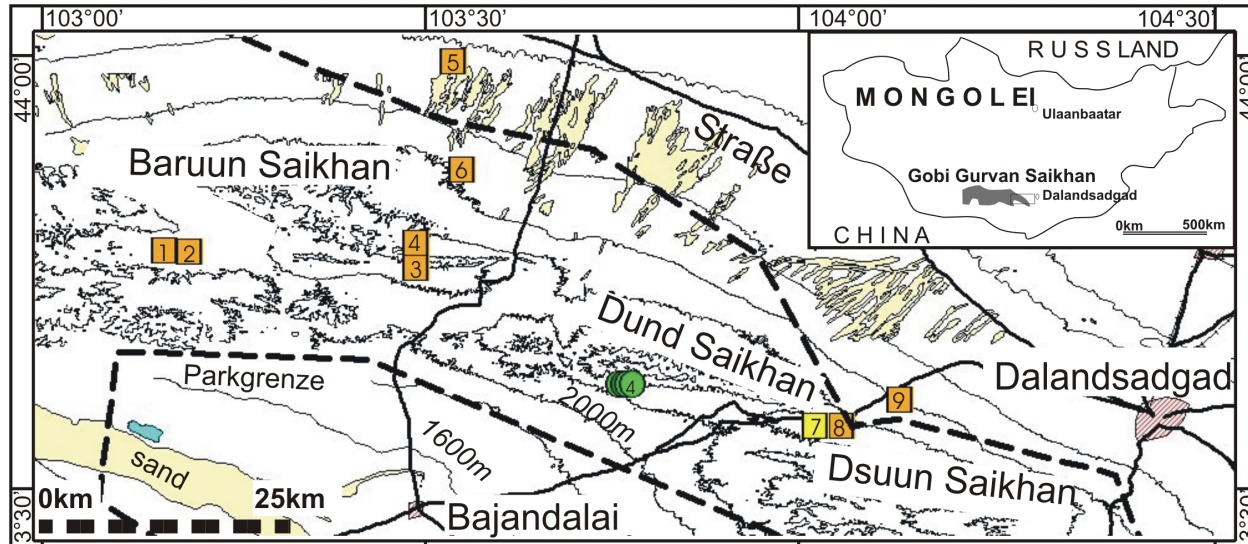


Abb. 2: Klima der Untersuchungsregion. Langzeitmessungen sind verfügbar aus den Wüstensteppen der unteren Pedimente (Klimastation, Bajandalai), die Daten aus den Gebirgssteppen sind unter Expeditionsbedingungen aufgenommen worden und daher lückenhaft. Graue Flächen zeigen Monate ohne Daten an (Klimadaten aus 2004/2005 für Bajandalai zur Zeit der Drucklegung noch nicht verfügbar).

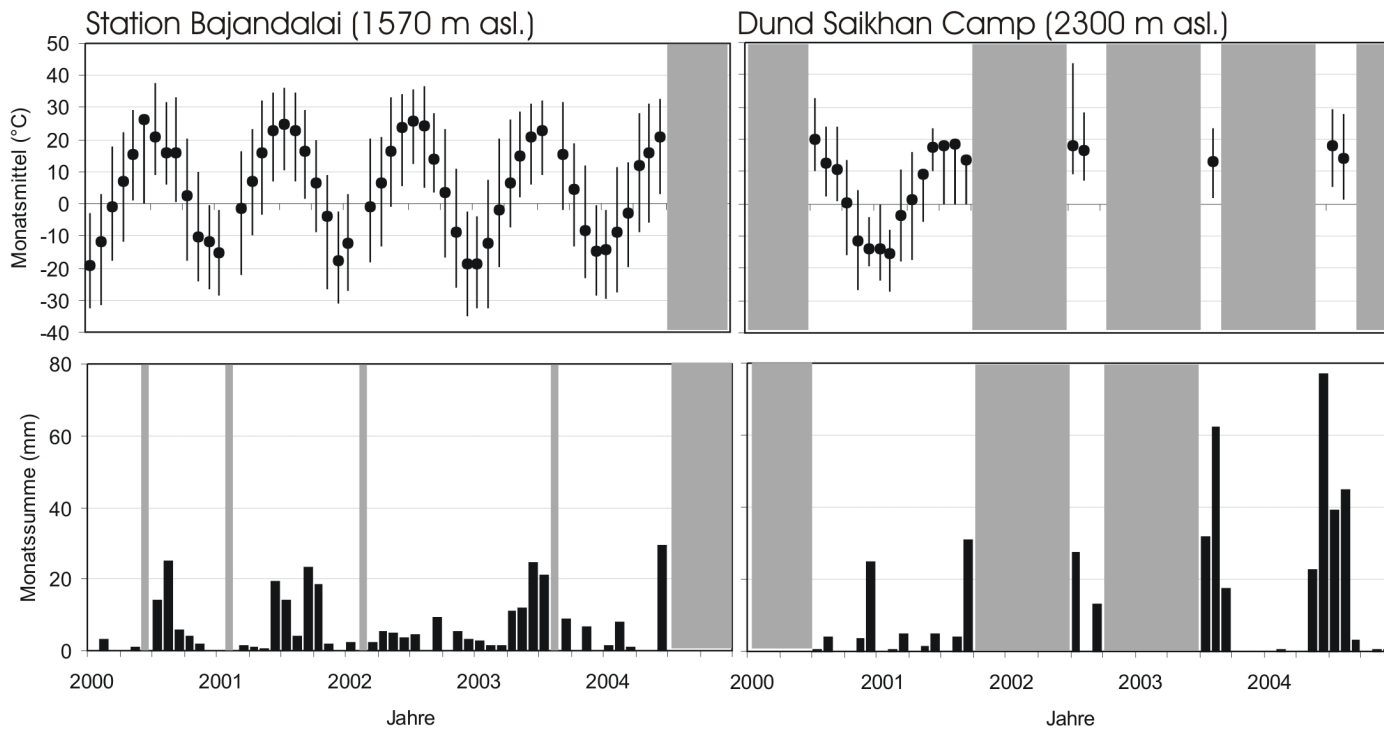


Abb. 3: Ansicht eines etablierten Zaunes im nord-östlichen Baruun Saikhan (cf. Tab. 1; Zaun Nr. 6).



Abb. 4 - "Große Zäune": Veränderungen der Artenzahlen innerhalb und außerhalb der Zäune für die Jahre 2000 (1 Jahr nach Aufbau) bis 2005. Abbildung 4a für alle Gefäßpflanzen, Abb. 4b nur für die mehrjährigen Arten. Zum Vergleich gibt Abb. 4c die Sommerniederschläge für das Camp am Dund Saikhan an.

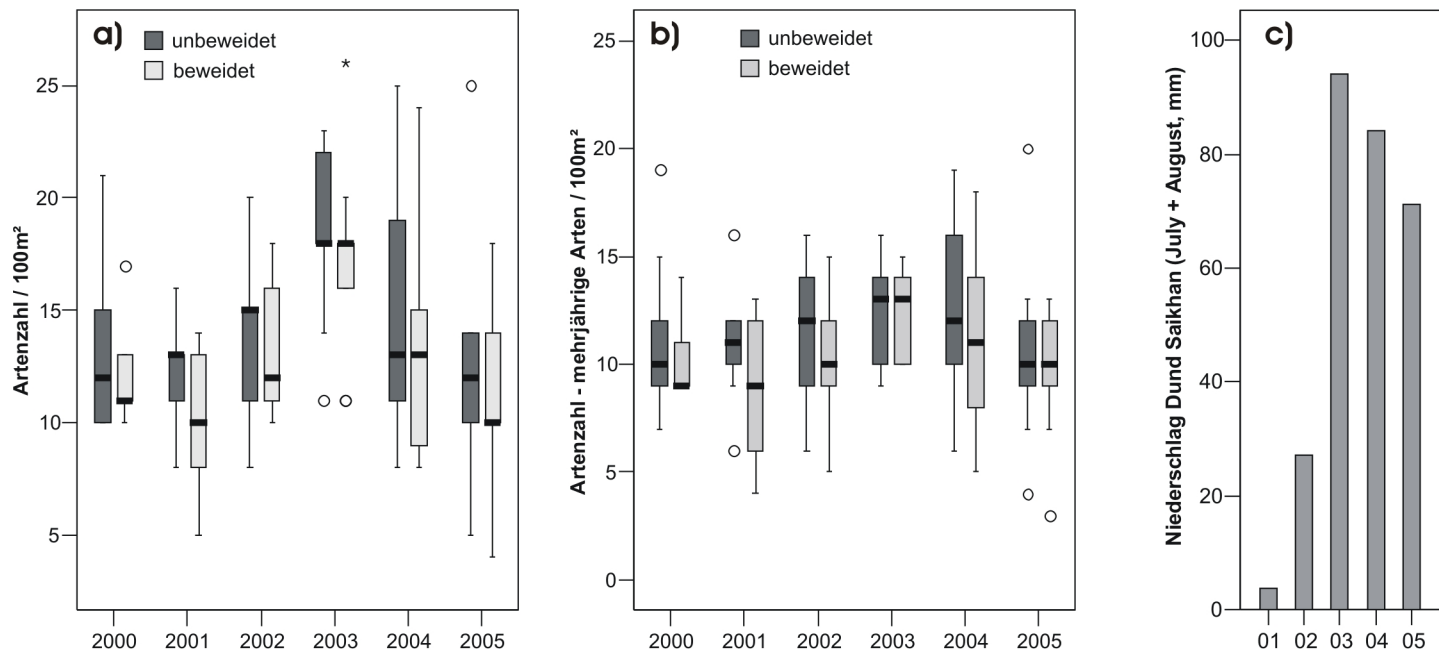


Abb. 5 - "Große Zäune": Ordination der Wiederholungsaufnahmen für die Jahre 2001 bis 2005. Die Sukzession im jeweiligen Zaun ist durch die dunklere Linie angegeben, die hellere Linie zeigt die Sukzession auf der benachbarten Vergleichsfläche. Die Sterne geben die Zentroide der Wiederholungsaufnahmen auf den jeweiligen Plots an, die Nummer entsprechen Tab. 1, "i" steht für innen, "a" für außen (1. Achse "length of gradient" 3,78 / Eigenwert 0,47; 2. Achse 1,99 / 0,18; 3. Achse 1,89 / 0,14).

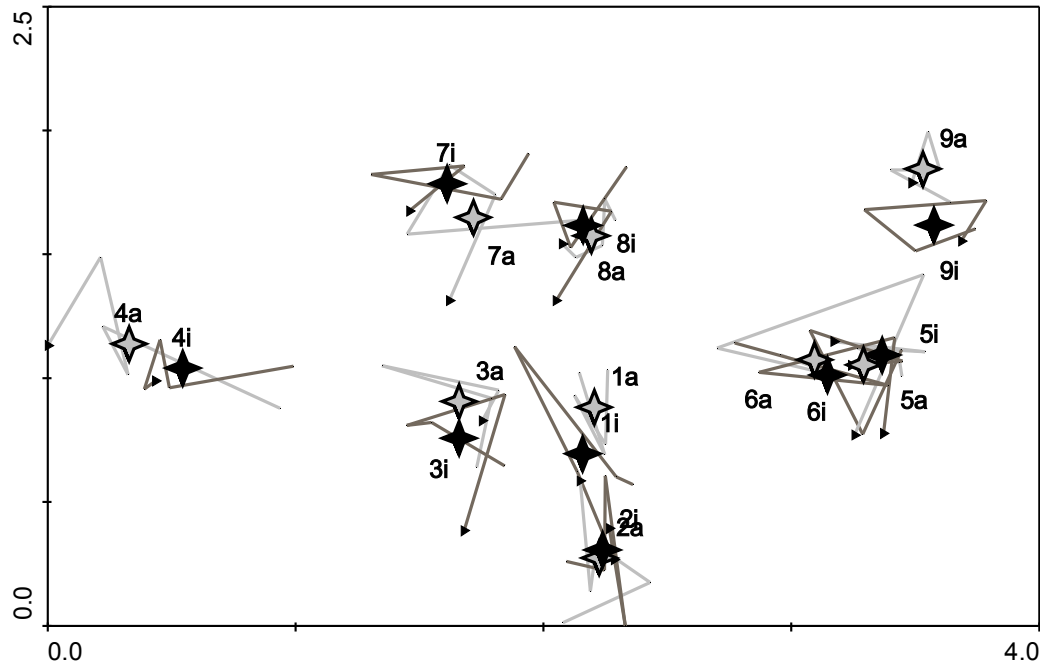


Abb. 6 - "Große Zäune": 6a & b geben die Anzahl blühender Arten und den Prozentsatz blühender Arten an der jeweiligen Gesamtartenzahl für die Jahre 2003-2005. 6c stellt den Einfluss der Zäunung auf die stehende Biomasse (Produktivität in unbeweideten Käfigen) für die Jahre 2004 und 2005 dar.

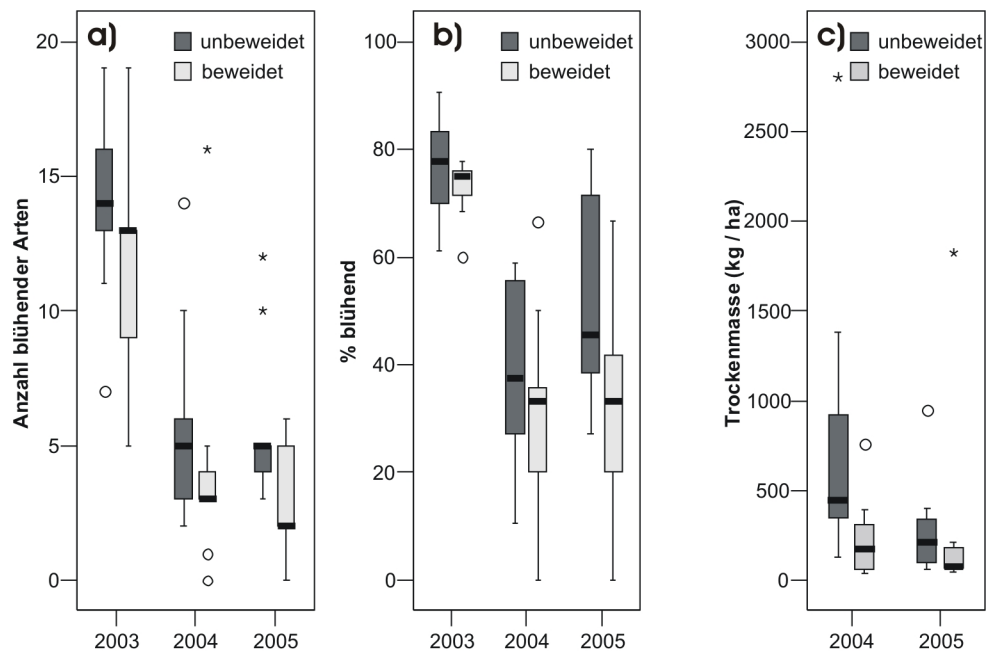


Abb. 7 – "Kleine Zäune": Entwicklung der Biomassen (a) und der Anzahl von Blütenständen (b) unter verschiedenen Beweidungsregimen, dazu die Sommerniederschläge 2001-2005 am Camp im Dund Saikhan.

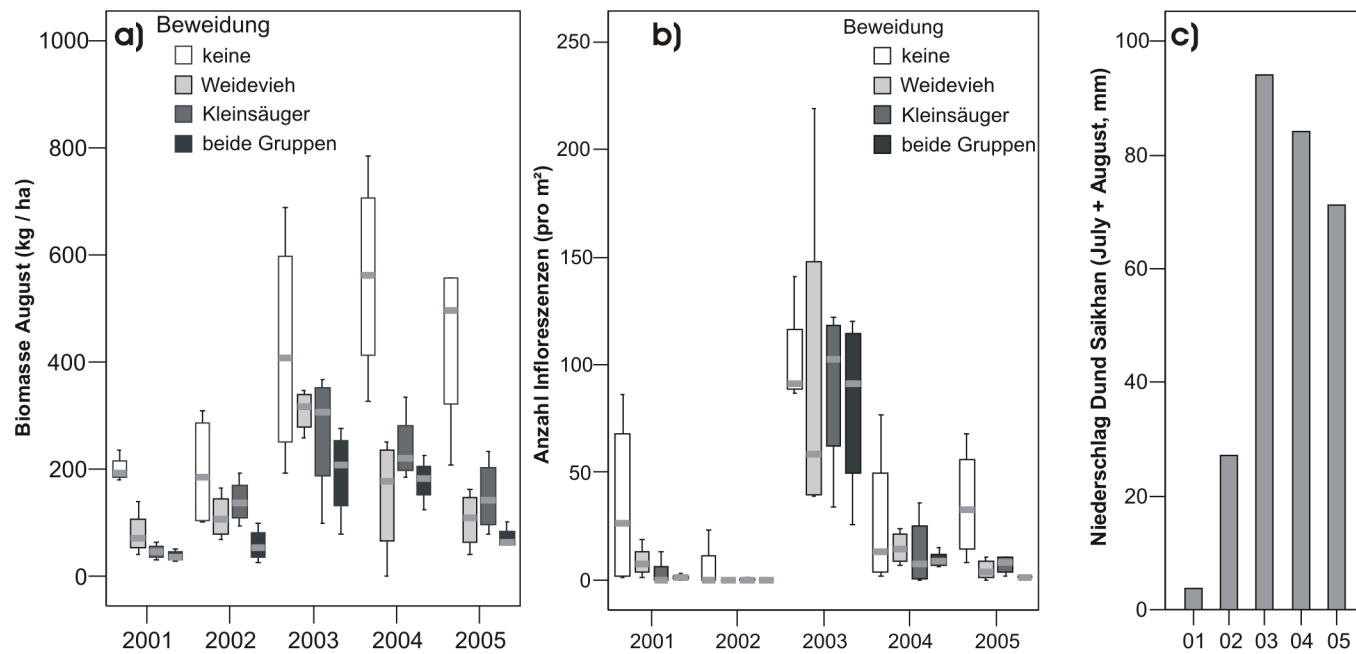


Abb. 8: Akkumulation von Feinmaterial nach 5-jährigem Beweidungsausschluss rund um eine erwachsene *Populus diversifolia* (Zaun 11, cf. Tab. 1). Die "Sträucher" sind Wurzelschößlinge der Pappel.

