

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Lehrstuhl für Bodenkunde

Degradation and spatial variability of soil organic matter at different scales
in grazed semi-arid grasslands of Northern China

Martin Wiesmeier

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigten Dissertation.

Vorsitzende: Univ.-Prof. Dr. A. Menzel

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. I. Kögel-Knabner
2. Univ.-Prof. Dr. K. Butterbach-Bahl
(Albert-Ludwigs-Universität Freiburg)
3. Univ.-Prof. Dr. R. Horn
(Christian-Albrechts-Universität zu Kiel)

Die Dissertation wurde am 31.05.2010 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 16.07.2010 angenommen.

Berichte aus der Umweltwissenschaft

Martin Wiesmeier

**Degradation and spatial variability of
soil organic matter at different scales in grazed
semi-arid grasslands of Northern China**

Shaker Verlag
Aachen 2010

Bibliographic information published by the Deutsche Nationalbibliothek

The Deutsche Nationalbibliothek lists this publication in the Deutsche Nationalbibliografie; detailed bibliographic data are available in the Internet at <http://dnb.d-nb.de>.

Zugl.: München, Techn. Univ., Diss., 2010

Copyright Shaker Verlag 2010

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording or otherwise, without the prior permission of the publishers.

Printed in Germany.

ISBN 978-3-8322-9427-4

ISSN 0946-7173

Shaker Verlag GmbH • P.O. BOX 101818 • D-52018 Aachen

Phone: 0049/2407/9596-0 • Telefax: 0049/2407/9596-9

Internet: www.shaker.de • e-mail: info@shaker.de

*„As a great yurt are the heavens
Covering the steppe in all directions...
Blue, blue is the sky
Vast, vast is the steppe
Here the grass bends with the breeze
Here are the cattle and sheep”*

Poem of nomadic Hsien-pei people (550 AD)

SUMMARY

The Eurasian steppe is one of the largest grassland ecosystems of the world and was used for nomadic pastoralism since several thousands of years. Under the emerging communism in the 1950s followed by the implementation of a free market economy since the 1980s, the extensive, mobile grazing management turned to a sedentary, intensive livestock production in Northern China. The dramatically intensified land use and continuously increasing stocking rates of sheep resulted in severe degradation of the grasslands. In Northern China, around 30% of the grasslands (covering an area of nearly 4 million km²) are degraded that affects as many as 400 million people. The degradation of steppe vegetation due to overgrazing is associated with a decline of soil organic matter (SOM) stocks. Semi-arid grasslands are among the most important terrestrial carbon (C) sinks as they store approximately 15% of total soil organic carbon (SOC) stocks. A detailed knowledge on the amount of SOC in the steppe soils at different spatial scales and the consequences of intensive grazing is essential in the light of a rising demand for agricultural land, ongoing soil degradation, erosion and desertification and sequestration of atmospheric carbon dioxide (CO₂).

The Sino-German research unit MAGIM (Matter fluxes in grasslands of Inner Mongolia as influenced by stocking rate) was established in 2004 in order to investigate the impact of intensified grazing and potential benefits of grazing exclusion in a semi-arid grassland ecosystem located in the Xilin River catchment in Inner Mongolia, Northern China. The region is part of the continental semi-arid grasslands of the Central Asian steppe ecosystem, with a dry and cold mid-latitude climate. The dominant vegetation types are *Leymus chinensis* and *Stipa grandis* dominated steppe communities, which are typically used for semi-nomadic or static grazing with sheep and goats.

The aim of this work was to estimate the amount of SOM in the grassland soils at different spatial scales, ranging from small scales of single grass tussocks to larger scales of experimental plots as well as the whole catchment area. In a next step, this work aimed to gain insight into the degradation processes and the loss of SOM induced by heavy grazing at the scale of soil micro- and macroaggregates. Finally, several possible short-term indicators for beginning grassland desertification were evaluated, making use of a controlled grazing experiment.

For the estimation of SOM storage at small and intermediate spatial scales in the range of grass tussocks and experimental plots, topsoil samples (0 – 4 cm) were taken within small plots (2 m × 2 m) at 40 points and from large grids (120 m × 150 m) at 100 points for both *Leymus chinensis* and *Stipa grandis* dominated steppe ecosystems. To reveal the impact of

grazing on SOM storage, continuously grazed (CG) sites were compared to long-term ungrazed (UG79) experimental sites, which were fenced in 1979. All samples were analyzed for SOC, total nitrogen (N_{tot}), total sulphur (S_{tot}), bulk density (BD), pH, Ah thickness, and carbon isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$). Geostatistics were applied to elucidate the spatial distribution of SOM both at field (120×150 m grid) and plant (2×2 m plot) scale.

For the calculation of SOM stocks on the catchment scale, the spatial distribution of SOC, total carbon (C_{tot}), N_{tot} and S_{tot} stocks were modelled using a Digital Soil Mapping (DSM) approach. This approach included Random Forest (RF) as a new modeling tool for soil properties and Classification and Regression Trees (CART) as an additional method for the analysis of variable importance. The study area was classified into six land use units and at 120 locations soil profiles were sampled by horizon down to 1 m depth and analyzed for soil texture, SOC, C_{tot} , N_{tot} , S_{tot} , BD and pH. On the basis of a digital elevation model, the catchment was divided into pixels of $90 \text{ m} \times 90 \text{ m}$ and for each cell, the predictor variables land use unit, Reference Soil Group (RSG), geological unit and 12 topography-related variables were determined.

A combined approach of soil chemical and physical analytical methods was applied to investigate the effect of grazing and grazing exclusion on the amount and stability of soil aggregates and the associated physical protection of SOC. Topsoil samples (0 – 10 cm) from CG and UG79 sites for both steppe types were analyzed for basic soil properties and separated into free and aggregate-occluded particulate organic matter fractions (fPOM and oPOM) and mineral-associated fractions. Tensile strength of macroaggregates was measured by crushing tests. Undisturbed samples as well as artificially compacted samples beyond their precompression stress were incubated and the mineralization of SOC was measured.

For the assessment of short-term indicators for beginning steppe degradation, a controlled grazing experiment was established that included ungrazed (UG), moderately grazed (MG) and heavily grazed (HG) plots. Several potential soil and vegetation parameters were sampled at all sites before the start of the experiment and after 3 years. Topsoil samples (0 – 4 cm) were analyzed for SOC, N_{tot} , S_{tot} and BD, and as vegetation parameters, aboveground net primary productivity (ANPP), tiller density (TD) and leaf area index (LAI) were determined.

Results from the investigations at the plant and the field scale of experimental plots showed that concentrations and stocks of SOC, N_{tot} , S_{tot} were significantly lower and BD significantly higher at both CG sites. At the field scale, semivariograms of these parameters showed a heterogeneous distribution at UG79 sites and a more homogeneous distribution at CG sites, whereas nugget to sill ratios indicated a high small-scale variability. At the plant

scale, semivariances of all investigated parameters were one order of magnitude higher at UG79 sites than at CG sites. The heterogeneous pattern of topsoil properties at UG79 sites can be attributed to a mosaic of vegetation patches separated by bare soil. Ranges of autocorrelation were almost congruent with spatial expansions of grass tussocks and shrubs at both steppe types. At CG sites, consumption of biomass by sheep and hoof action removed vegetation patches and led to a homogenization of chemical and physical soil properties. The spatial distribution of topsoil properties at the plant scale (< 2 m) could be used as an indicator for degradation in semi-arid grasslands. The results further show that the maintenance of heterogeneous vegetation and associated topsoil structures is essential for the accumulation of SOM in semi-arid grassland ecosystems.

The estimation of SOM stocks for the Xilin River catchment showed that the highest amounts of elemental stocks are stored under marshland, steppes and mountain meadows. River-like structures of very high elemental stocks in valleys within the steppe areas are partly responsible for the high amounts of SOM for grasslands (81 – 84% of total catchment stocks). For bare soil, arable land and sand dunes, very low amounts of SOM were estimated. A decline of elemental stocks of up to 70% was calculated after conversion of steppe to arable land confirming the risk of rapid soil degradation if steppes are cultivated. Thus their suitability for agricultural use is limited. Analysis of variable importance showed that land use, RSG and geology are the most important variables influencing SOM storage. Topography-related variables only explain a minor proportion of the variance. Prediction accuracy of the RF modeling and the generated maps was acceptable with explained variances of 42 to 62% and 66 to 75%, respectively. Random Forest in combination with CART is recommended as a suitable tool for the spatial prediction of soil properties in regions with limited availability of data.

The investigation of the impact of grazing on the physical protection of SOM at the scale of soil aggregates revealed a higher cumulative release of $\text{CO}_2\text{-C}$ for CG sites compared to UG79 sites for both steppe types. Considerably higher contributions of oPOM were found for UG79 compared to CG sites, but macroaggregate stabilities were lower for ungrazed sites. Artificially compacted samples showed only a slightly higher C release at CG but a considerably enhanced mineralization at UG79. The continuous trampling of grazing animals together with a lower input of organic matter probably leads to the formation of mechanically compacted stable clods, which do not provide an effective physical protection for SOC in the grazed plots. At UG79, a higher input of organic matter acting as binding agent in combination with an exclusion of animal trampling enhances the formation of soil aggregates

in a hierarchical order. Thus, grazing exclusion promotes the physical protection of SOC by increasing soil aggregation and is hence a management option to enhance the C sequestration potential of degraded steppe soils. However, the aggregate-related stabilization of SOC is highly sensitive towards high grazing pressures beyond the precompression stress due to low macroaggregate stabilities that results in large losses of SOC due to mineralization.

Results from the grazing experiment for the assessment of short-term indicators showed that after three years, BD increased and SOC, N_{tot} , S_{tot} , ANPP and LAI significantly decreased with increasing grazing intensity. At the start of the experiment, all investigated parameters showed comparable starting conditions between all experimental sites. These parameters can be regarded as sensitive early warning indicators for degradation of semi-arid grasslands. In contrast, TD cannot be regarded as a sensitive indicator. Vegetation parameters were, however, more sensitive not only to grazing but also to temporal variation of precipitation during the period of the experiment between 2006 and 2008. Contrary, soil parameters were primarily affected by grazing and resistant against climatic variations. Thus, they are more suitable for assessing desertification than vegetation parameters. The assessment of starting conditions in the study area and the application of defined grazing intensities is essential for the detection of short-term indicators for grazing-induced degradation in semi-arid environments.

To summarize, this work shows that intensive grazing in the grasslands of Northern China led to a significant depletion and a spatial homogenization of SOM. The continuous trampling of grazing animals resulted in the destruction of soil aggregates associated with the release of physically protected SOM that was mineralized. Patches of high SOM stocks around grass tussocks were removed and thus the ability of the heterogeneous landscape to accumulate organic matter under vegetation patches is diminished. Beginning degradation of steppes was indicated even after short time periods of few years by declining SOM concentrations and stocks and changes of vegetation parameters. Grazing exclusion is an effective management option to restore degraded grassland soils as soil aggregation is promoted and SOM starts to accumulate in a patchy pattern. At the catchment scale where also areas with lower grazing intensities are included semi-arid grasslands store considerable amounts of SOM, particularly in valleys and depressions, and can be regarded as important C sinks. A further intensification of the grazing management or an extension into undisturbed boundary areas of the steppe should be prevented.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Eurasische Steppe gehört zu den größten Graslandökosystemen der Welt und wird seit mehreren Jahrtausenden für nomadische Weidewirtschaft genutzt. Mit dem Aufkommen des Kommunismus in den 1950er Jahren und der Durchsetzung der freien Marktwirtschaft seit den 1980er Jahren wurde in Nordchina das extensive, flexible Beweidungssystem durch eine intensive, ortsgebundene Weidewirtschaft ersetzt. Die stark intensivierte Landnutzung und ständig steigende Besatzdichten von Schafen führten zu einer erheblichen Degradation dieser Grasländer. In Nordchina gelten etwa 30 % der Grasländer (eine Fläche von nahezu vier Millionen km²) als degradiert und mehr als 400 Millionen Menschen sind davon direkt betroffen. Die Degradation der Graslandvegetation durch Überweidung ist mit einem Verlust von organischer Bodensubstanz (SOM) verbunden. Semiaride Grasländer gehören mit einem Anteil von etwa 15 % der gesamten globalen Vorräte organischen Bodenkohlenstoffs (SOC) zu den wichtigsten terrestrischen Kohlenstoffsenken. Angesichts eines steigenden Bedarfs an landwirtschaftlichen Flächen, anhaltender Bodendegradation, Erosion, Desertifikation und der Sequestrierung atmosphärischen Kohlendioxids (CO₂) sind detaillierte Kenntnisse über SOC-Vorräte in Steppenböden auf verschiedenen räumlichen Skalen und Auswirkungen von intensiver Beweidung notwendig.

Das Deutsch-Chinesische Forschungsprojekt MAGIM (Matter fluxes in grasslands of Inner Mongolia as influenced by stocking rate) wurde 2004 ins Leben gerufen, um die Auswirkungen intensiver Beweidung und mögliche Vorteile eines Beweidungsausschlusses in einem semiariden Graslandökosystem zu untersuchen. Das Untersuchungsgebiet liegt im Einzugsgebiet des Xilin Rivers in der Inneren Mongolei in Nordchina und ist somit Teil der kontinentalen Grasländer des zentralasiatischen Steppengürtels, die von einem trockenen und kühlen Klima der mittleren Breiten geprägt werden. Als vorherrschende Vegetationstypen treten *Leymus chinensis* und *Stipa grandis* dominierte Graslandgesellschaften auf, die von Schafen und Ziegen halb-nomadischer oder sesshafter Bauern beweidet werden.

Ziel dieser Arbeit war es, die SOM-Vorräte in den Graslandböden auf verschiedenen räumlichen Ebenen, vom kleinskaligen Bereich einzelner Grashorste bis hin zur Feldskala, sowie für das gesamte Einzugsgebiet, abzuschätzen. Weiterhin sollte ein Einblick in die Prozesse der Bodendegradation und den durch intensive Beweidung verursachten Verlust von SOM auf Ebene von Mikro- und Makrobodenaggregaten gewonnen werden. Darüber hinaus wurden in einem kontrollierten Beweidungsexperiment mehrere mögliche Kurzzeitindikatoren für beginnende Desertifikation der Grasländer beurteilt.

Für die Abschätzung von SOM-Vorräten auf kleinräumigen und mittleren Skalen im Bereich von Grashorsten und experimentellen Flächen wurden Oberbodenproben (0 – 4 cm) an 40 Punkten innerhalb kleiner Beprobungsflächen (2 m × 2 m) und an 100 Punkten von größeren Rasterflächen (120 m × 150 m) sowohl für *Leymus chinensis* als auch für *Stipa grandis* dominierte Graslandtypen genommen. Um die Auswirkungen von Beweidung auf die Speicherung der SOM zu untersuchen, wurden dabei kontinuierlich beweidete Flächen (CG) mit seit 1979 unbeweideten Flächen (UG79) verglichen.

Um die SOM-Vorräte für das Einzugsgebiet abschätzen zu können, wurde die räumliche Verteilung von SOC, Gesamtkohlenstoff (C_{tot}), Gesamtstickstoff (N_{tot}) und Gesamtschwefel (S_{tot}) mittels eines digitalen Bodenkartierungsansatzes modelliert. Dieser Ansatz beinhaltete „Random Forest“ (RF) als neue Modellierungsmethode für Bodenparameter und „Classification and Regression Trees“ (CART) als zusätzliche Methode für die Analyse der Bedeutung der Vorhersagevariablen. Dazu wurde das Untersuchungsgebiet in sechs Landnutzungsklassen eingeteilt und an 120 Standorten anhand von Bodenprofile bis zu einer Tiefe von 1 m horizontweise beprobt. Die Bodenproben wurden bezüglich Textur, SOC, C_{tot} , N_{tot} , S_{tot} , Lagerungsdichte (BD) und pH-Wert analysiert. Auf Grundlage eines digitalen Höhenmodells wurde das Einzugsgebiet in Zellen mit einer Kantenlänge von 90 m aufgeteilt und für jede Zelle wurden die Vorhersageparameter Landnutzungs-kategorie, Referenzboden-gruppe (RSG), geologische Einheit und zwölf topographische Variablen bestimmt.

Ein kombinierter Ansatz bodenchemischer und –physikalischer Untersuchungsmethoden wurde angewandt, um den Einfluss von Beweidung und Beweidungsausschluss auf Menge und Stabilität von Bodenaggregaten und die damit verbundene physikalische Stabilisierung der SOM zu untersuchen. Oberbodenproben (0 – 10 cm) von CG- und UG79-Flächen beider Steppentypen wurden bezüglich grundlegender Bodenparameter untersucht und in eine freie und in Aggregaten eingeschlossen partikuläre organische Bodenfraktion (fPOM und oPOM), sowie in mineralassoziierte Fraktionen aufgeteilt. Sowohl ungestörte als auch künstlich, über die Vorbelastung hinaus, verdichtete Proben wurden inkubiert, um die Kohlenstoff-mineralisierung zu gemessen.

Für die Beurteilung von Kurzzeitindikatoren für beginnende Degradation der Steppen wurde ein kontrolliertes Beweidungsexperiment aufgebaut, das aus unbeweideten (UG), mäßig beweideten (MG) und stark beweideten (HG) Flächen bestand. Mehrere Boden- und Vegetationsparameter wurden zu Beginn des Experiments sowie nach drei Jahren Laufzeit erfasst. Oberbodenproben (0 – 4 cm) wurden dabei auf SOC, N_{tot} , S_{tot} und BD untersucht und

als Vegetationsparameter wurden oberirdische Nettoprimärproduktion (ANPP), Bestandesdichte (TD) und Blattflächenindex (LAI) ermittelt.

Die Untersuchung der räumlichen Verteilung von SOM auf Pflanzen- und Feldskala zeigte signifikant geringere Konzentrationen und Vorräte von SOC, N_{tot} und S_{tot} sowie signifikant höhere Werte für BD auf beiden CG-Flächen. Auf Feldebene deuteten Semivariogramme dieser Parameter auf ein heterogenes Verteilungsmuster für UG79-Flächen und auf ein homogeneres Muster für CG-Flächen hin, wobei die „nugget to sill“ Verhältnisse auf eine hohe kleinräumige Variabilität schließen lassen. Auf Pflanzenebene waren die Semivarianzen aller untersuchten Parameter von UG79-Flächen um eine Größenordnung höher als von CG-Flächen. Das heterogene Verteilungsmuster der Oberbodenparameter auf UG79-Flächen wird bedingt durch ein Mosaik von Vegetationsinseln und unbedecktem Boden. Die Reichweiten der Autokorrelation waren weitgehend deckungsgleich mit der räumlichen Ausdehnung von Grashorsten und Sträuchern beider Steppentypen. Auf CG-Flächen wurden die Vegetationsinseln durch den Biomassekonsum und Tritt der Schafe zerstört, was zu einer Homogenisierung chemischer und physikalischer Bodenparameter führte. Das räumliche Verteilungsmuster von Oberbodenparametern auf Pflanzenebene (< 2 m) kann als Indikator für die Degradation semiarider Grasländer verwendet werden. Darüber hinaus verdeutlichen die Ergebnisse die Notwendigkeit heterogener Vegetations- und Oberbodenstrukturen für die Anreicherung von SOM in semi-ariden Graslandökosystemen.

Die Abschätzung von SOM-Vorräten für das Einzugsgebiet des Xilin Rivers zeigte, dass die größten Mengen von SOM in den Landnutzungsklassen Moorgebiet, Steppe und Grasland in Hochlagen gespeichert sind. Für die beträchtlichen Mengen an SOM unter Grasland (81 – 84 % der Gesamtvräte des Einzugsgebiets) sind teilweise flussähnliche Strukturen in Talbereichen innerhalb der Grasländer mit besonders hohen Vorräten an SOM verantwortlich. Für unbedeckte Bodenbereiche, landwirtschaftliche Flächen und Bereiche von Sanddünen wurden sehr geringe Mengen an SOM ermittelt. Bei der Umwandlung von Grasland zu landwirtschaftlich genutzten Flächen konnte ein Rückgang der SOM von 70 % berechnet werden, was deutlich auf die Gefahr einer schnellen Degradation der Grasländer durch Bodenbearbeitung hinweist. Demzufolge ist ihre Eignung als landwirtschaftliche Nutzfläche begrenzt. Die Abschätzung der Bedeutung der Vorhersageparameter erbrachte als wichtigste Einflussgrößen für die Speicherung von SOM die Variablen Landnutzung, Referenzbodengruppe und Geologie. Topographische Parameter erklärten nur einen geringen Anteil der Varianz. Die Präzision der Modellierung mit RF und der erzeugten Karten war mit erklärten Varianzen von jeweils 42 bis 62 % und 66 bis 75 % akzeptabel. „Random Forest“

kann in Kombination mit CART als geeignetes Modellierungs-verfahren für die räumliche Vorhersage von Bodenparametern in Regionen mit eingeschränkter Datenverfügbarkeit empfohlen werden.

Die Untersuchungen zu den Auswirkungen von Beweidung auf die physikalische Stabilisierung der SOM im Bereich von Bodenaggregaten zeigten für CG-Flächen eine höhere, kumulative Freisetzung von CO₂-Kohlenstoff als für UG79-Flächen beider Steppentypen. Bedeutend höhere oPOM-Anteile wurden für UG79-Flächen im Vergleich zu CG-Flächen ermittelt, die Stabilität von Makroaggregaten war für unbeweidete Flächen jedoch geringer. Künstliche verdichtete Proben zeigten eine nur wenig gesteigerte Freisetzung von Kohlenstoff auf CG-Flächen, für UG79-Flächen dagegen deutlich erhöhte Mineralisationsraten. Durch den kontinuierlichen Tritt der Weidetiere und dem geringen Eintrag von organischer Substanz kommt es zur Bildung mechanisch verdichteter, stabiler Strukturen, die keinen effektiven physikalischen Schutz für SOM auf den beweideten Flächen bieten. Auf UG79-Flächen ermöglicht ein größerer Eintrag organischer Substanzen, die als Verkittungsmittel fungieren, in Kombination mit einem unterbundenen Viehtritt die Bildung von hierarchisch strukturierten Bodenaggregaten. Der Beweidungsausschluss fördert demzufolge durch die Verbesserung der Bodenaggregation die physikalische Stabilisierung der SOM und stellt somit eine Möglichkeit dar, das Sequestrierungspotential von degradierten Graslandböden für Kohlenstoff zu erhöhen. Andererseits ist der auf Aggregation basierende Schutz der SOM aufgrund der geringen Stabilität von Makroaggregaten empfindlich gegenüber hohen Beweidungsintensitäten, die über die Vorbelastung hinaus gehen. Als Konsequenz ergeben sich damit große Verluste von SOC durch Mineralisierung.

Die Ergebnisse des Beweidungsexperiments zur Erfassung von Kurzzeitindikatoren zeigten mit steigender Beweidungsintensität erhöhte Lagerungsdichten, sowie signifikant geringere Werte für SOC, N_{tot}, S_{tot}, ANPP und LAI. Zu Beginn des Experiments befanden sich alle untersuchten Parameter der Untersuchungsflächen auf gleichem Ausgangsniveau. Die genannten Parameter können als sensitive Kurzzeitindikatoren für die Degradation semiarider Grasländer angesehen werden. Im Gegensatz dazu ist der Parameter TD nicht als Indikator geeignet. Allerdings unterlagen die Vegetationsparameter nicht nur dem Einfluss der Beweidung, sondern wurden auch durch Veränderungen des Niederschlags während des Experiments zwischen 2006 und 2008 beeinflusst. Die Bodenparameter waren dagegen primär von der Beweidung beeinflusst und wiesen eine Resistenz gegenüber klimatischen Veränderungen auf. Sie sind daher besser für die Erfassung von Desertifikation geeignet als Vegetationsparameter. Die Ermittlung der Ausgangsbedingungen im Untersuchungsgebiet,

sowie die Anwendung definierter Beweidungsintensitäten sind Grundvoraussetzungen für die Erfassung von Kurzzeitindikatoren für beweidungsbedingte Degradation semiarider Ökosysteme.

Zusammenfassend macht diese Arbeit deutlich, dass intensive Beweidung zu einem signifikanten Verlust und einer räumlichen Homogenisierung der SOM führt. Durch den kontinuierlichen Tritt der Weidetiere kommt es zu einer Zerstörung von Bodenaggregaten, was mit der Freisetzung von physikalisch geschützter SOM verbunden ist, die im weiteren Verlauf mineralisiert wird. Bereiche mit hohen Vorräten an SOM unterhalb von Grashorsten werden zerstört und somit wird die Fähigkeit dieser natürlicherweise heterogen strukturierten Landschaft, organische Substanzen im Bereich von Vegetationsinseln anzureichern, herabgesetzt. Auch innerhalb kurzer Zeiträume von wenigen Jahren weisen rückläufige Konzentrationen und Vorräte von SOM und veränderte Vegetationsparameter auf eine beginnende Degradation von Grasländern hin. Der Ausschluss von Beweidung ist eine geeignete Möglichkeit, um die Funktionsfähigkeit degradierter Graslandböden wiederherzustellen, da dadurch die Bodenaggregation gefördert wird und sich SOM in einzelnen Bereichen anreichern kann. Auf Ebene des Einzugsgebiets, in der auch Bereiche mit geringerer Beweidungsintensität enthalten sind, speichern semiaride Grasländer vor allem in Talbereichen bedeutende Mengen an SOM und können somit als wichtige Kohlenstoffsinken angesehen werden. Eine weitere Intensivierung der Beweidung oder eine Ausweitung der Weidewirtschaft in bisher ungestörte Randbereiche der Steppen sollte vermieden werden.

TABLE OF CONTENTS

SUMMARY	II
ZUSAMMENFASSUNG	VI
TABLE OF CONTENTS	XI
LIST OF FIGURES	XV
LIST OF TABLES	XIX
GLOSSARY	XX
1. INTRODUCTION, STATE OF THE ART AND OBJECTIVES	1
1.1 Introduction	1
1.2 State of the art and objectives.....	2
2. MATERIALS AND METHODS	9
2.1 Study area	9
2.1.1 Location and Climate	9
2.1.3 Geology	10
2.1.4 Soils.....	11
2.1.5 Ecological units and vegetation.....	15
2.2 Past and present land use	18
2.2.1 Traditional nomadic pastoralism	18
2.2.2 Intensification of grazing management in the 20 th century	21
2.3 Plot description, sampling design and analytical approach.....	23
2.3.1 Continuously grazed and ungrazed experimental plots.....	23
2.3.2 Large scale assessment of SOM distribution.....	25
2.3.3 Controlled grazing experiment	26
2.4 Soil chemical and physical analyses.....	28
2.4.1 Bulk density, water holding capacity, pH values, organic and inorganic carbon, total nitrogen and sulphur and carbon isotope ratios.....	28
2.4.2 Particle size distribution	29

2.4.3	Physical fractionation	30
2.4.4	Soil respiration	31
2.4.5	Aggregate stability, precompression stress and soil compaction	31
2.5	Statistical and geostatistical analyses	32
2.5.1	Basic statistical analyses	32
2.5.2	Digital soil mapping methods.....	32
2.5.2.1	Classification and Regression Trees	33
2.5.2.2	Random Forest	33
2.5.3	Statistical validation	35
2.5.4	Geostatistical calculations	35
3.	DEGRADATION AND SMALL-SCALE SPATIAL HOMOGENIZATION	
	OF INTENSIVELY-GRAZED STEPPE SOILS	38
3.1	Results	38
3.1.1	Soil properties and the amount of SOM.....	38
3.1.2	Spatial distribution of topsoil properties at the field scale	40
3.1.3	Spatial distribution of topsoil properties at the plant scale	43
3.2	Discussion.....	45
3.2.1	Degradation of SOM in grazed <i>Stipa</i> and <i>Leymus</i> dominated steppe types.....	45
3.2.2	Formation of small-scale spatial heterogeneity of topsoils at ungrazed steppes...	46
3.2.3	Spatial homogenization due to grazing and ecosystem stability.....	51
3.3	Conclusions	52
4.	DIGITAL MAPPING OF SOM STOCKS USING RANDOM FOREST	
	MODELING IN A SEMI-ARID STEPPE ECOSYSTEM.....	54
4.1	Results	54
4.1.1	Soil properties.....	54
4.1.2	RF model performance and validation of the prediction maps	55
4.1.3	Importance of predictor variables.....	57
4.1.4	Spatial prediction of elemental stocks under different land use classes.....	60

4.2 Discussion.....	62
4.2.1 Evaluation of the DSM approach	62
4.2.2 Environmental variables controlling the distribution of SOM.....	64
4.2.3 Land use related elemental stocks	65
4.3 Conclusions	67
5. AGGREGATE STABILITY AND PHYSICAL PROTECTION OF SOIL ORGANIC CARBON IN SEMI-ARID STEPPE SOILS	68
5.1 Results	68
5.1.1 Basic chemical and physical soil properties.....	68
5.1.2 Soil fractions.....	69
5.1.3 Macroaggregate stability	72
5.1.4 SOM mineralization	73
5.2 Discussion.....	75
5.2.1 Physical protection of SOC and the impact of grazing	75
5.2.2 Aggregate stability and physical SOC protection	76
5.3 Conclusions	79
6. ASSESSMENT OF SENSITIVE SOIL AND VEGETATION PARAMETERS FOR BEGINNING STEPPE DEGRADATION.....	80
6.1 Results	80
6.1.1 Soil parameters	80
6.1.2 Vegetation parameters	83
6.2 Discussion.....	84
6.2.1 Applicability of soil parameters as indicators for beginning steppe degradation .	84
6.2.2 Sensitivity of vegetation parameters	85
6.3 Conclusions	87
7. MAIN CONCLUSIONS AND OUTLOOK	89
8. REFERENCES	90
ACKNOWLEDGEMENT/DANKSAGUNG	107

PUBLIKATIONEN UND PRÄSENTATIONEN	109
LEBENS LAUF	111

LIST OF FIGURES

Figure 1: Topographic map of the Xilin River Catchment in Inner Mongolia, Northern China, with the location of the Inner Mongolia Grassland Experimental Research Station (IMGERS).....	9
Figure 2: Geological units of the Xilin River catchment.....	11
Figure 3: Reference Soil Groups (IUSS Working Group WRB, 2006) of the Xilin River catchment.....	12
Figure 4: Typical Reference Soil Groups in the Xilin River Catchment: (1) Chernozem (2) Kastanozem (3) Phaeozem (4) Calcisol (5) Arenosol (6) Gleysol (7) Cryosol (8) Cambisol (9) Regosol	14
Figure 5: Ecologic units of the Xilin River catchment	15
Figure 6: Small farm with adjacent arable land (left) and irrigated vegetable production field (right).....	16
Figure 7: Eroded bare soil areas.....	16
Figure 8: Marshland areas along the Xilin River.....	17
Figure 9: Mountain meadows in elevated areas.....	17
Figure 10: Grazed steppe areas dominate the landscape	18
Figure 11: Sand dunes are primarily found along the Xilin River.....	18
Figure 12: Aspects of the traditional nomadic pastoralism of the Mongols: (1 and 2) in remote steppe areas, nomadic herders still live in <i>gers</i> (3) extensive sheep grazing (4) Mongols at a <i>nadaam</i> festival.....	20
Figure 13: Sedentary, intensive grazing management is nowadays dominating in Inner Mongolia: (1) farm house with intensive cattle breeding (2) Fencing of pastures inhibits nomadic grazing (3) high stocking rates cause severe grassland degradation (4) with increasing prosperity, <i>gers</i> are replaced by houses	22
Figure 14: Location of <i>Stipa grandis</i> and <i>Leymus chinensis</i> dominated experimental sites (CG = continuously grazed, UG79 = ungrazed since 1979)	24
Figure 15: Location of the sampling sites of the large scale assessment of SOM distribution.....	26
Figure 16: Location of the controlled grazing experimental sites (UG = ungrazed, MG = moderately grazed, HG = heavily grazed).....	27
Figure 17: Mean values of SOC, N _{tot} , S _{tot} concentrations (mg g ⁻¹) and BD (g cm ⁻³) from the first 4 cm of continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa</i> and <i>Leymus</i>	

dominated steppe types. Error bars represent standard deviation (n = 98 – 123).....	39
Figure 18: Semivariograms derived from the large grid (120 m × 150 m) of (a) SOC (mg g ⁻¹), (b) N _{tot} (mg g ⁻¹), (c) S _{tot} (mg g ⁻¹), (d) BD (g cm ⁻³) from the first 4 cm at continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa</i> and <i>Leymus</i> dominated steppe types.	41
Figure 19: Mean ratios of nugget (C ₀) to total semivariance (γ) derived from semivariograms of contents and stocks of SOC, N _{tot} , S _{tot} and bulk density from the large grid (120 m × 150 m) (Error bars represent standard deviation, n = 7).	42
Figure 20: Semivariograms derived from the small plots (2 m × 2 m) of (a) SOC (mg g ⁻¹), (b) N _{tot} (mg g ⁻¹), (c) S _{tot} (mg g ⁻¹), (d) BD (g cm ⁻³) from the first 4 cm at continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa</i> and <i>Leymus</i> dominated steppe types. ...	43
Figure 21: Mean concentrations of SOC (mg g ⁻¹), N _{tot} (mg g ⁻¹), S _{tot} (mg g ⁻¹) and BD (g cm ⁻³) of continuously grazed (CG) sites and bare soil areas (BS) and vegetation patches (VP) of ungrazed (UG79) sites (Error bars represent standard deviation, n = 40 for CG, n = 20 for BS UG79 and VP UG79).....	44
Figure 22: Correlation between SOC (mg g ⁻¹) and BD (g cm ⁻³) of continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) sites from (a) <i>Stipa</i> dominated steppe type and (b) <i>Leymus</i> dominated steppe type.	45
Figure 23: Processes leading to a spatially heterogeneous landscape of vegetation patches separated by bare soil in semi-arid <i>Stipa grandis</i> and <i>Leymus chinensis</i> dominated grasslands.	48
Figure 24: Maps derived from ordinary kriging of SOC (mg g ⁻¹), N _{tot} (mg g ⁻¹), S _{tot} (mg g ⁻¹) and BD (g cm ⁻³) from the small plots (2 m × 2 m) of continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa</i> dominated sites.....	49
Figure 25: Maps derived from ordinary kriging of SOC (mg g ⁻¹), N _{tot} (mg g ⁻¹), S _{tot} (mg g ⁻¹) and BD (g cm ⁻³) from the small plots (2 m × 2 m) of continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Leymus</i> dominated sites.....	50
Figure 26: Variable importances derived from RF models for SOC, C _{tot} , N _{tot} and S _{tot} (RSG = Reference Soil Group, profcurv = profile curvature, plancurv = plan curvature, meancurv = mean curvature, tlen = total upslope length, plen = longest upslope length, ca = contributing area, twi = topographic wetness index, tci = transport capacity index, spi = stream power index).	57

Figure 27: Regression trees for SOC, C_{tot} , N_{tot} and S_{tot} stocks (kg m^{-2}) (Predictor variables are bold, threshold values are italic; units of predictor variables: <i>plancurv</i> , <i>profcurv</i> (radians m^{-1}), slope ($^{\circ}$), elevation (m), <i>ca</i> (m^2), <i>spi</i> , <i>tci</i> and <i>twi</i> non-dimensional indices).	59
Figure 28: Spatial prediction of SOC, C_{tot} , N_{tot} and S_{tot} stocks for the Xilin River Catchment.....	61
Figure 29: Contribution of OC of soil fractions to the bulk soil from continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa grandis</i> ($n = 3$) and <i>Leymus chinensis</i> ($n = 1$) dominated experimental sites (error bars represent standard deviation).	71
Figure 30: Relative proportion of C of particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter fractions (MOM) to bulk soil C from continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa grandis</i> ($n = 3$) and <i>Leymus chinensis</i> ($n = 1$) dominated experimental sites (error bars represent standard deviation). ...	72
Figure 31: Tensile strength (TS) of macroaggregates (10 – 20 mm) from continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa grandis</i> (S) and <i>Leymus chinensis</i> (L) dominated experimental sites (error bars represent standard deviation, $n = 20$).	72
Figure 32: Cumulative release of $\text{CO}_2\text{-C}$ per g C of the bulk soil over a incubation period of 75 days of undisturbed and mechanically compacted topsoil material from continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa grandis</i> and <i>Leymus chinensis</i> dominated experimental sites (error bars represent standard deviation, $n = 3$).	74
Figure 33: Conceptual model of the physical protection of SOC in semi-arid grassland soils, its relation to aggregate stability and the sensitivity to mechanical stress.	77
Figure 34: Concentrations of SOC, N_{tot} , S_{tot} and BD determined in 2005 and 2008 from the topsoil (0 – 4 cm) of ungrazed (UG), moderately grazed (MG) and heavily grazed (HG) sites. Error bars represent standard deviation ($n = 40$ for UG, $n = 10$ for MG and HG).	81
Figure 35: Correlations between (a) N_{tot} and SOC, (b) S_{tot} and SOC, (c) S_{tot} and N_{tot} , (d) BD and SOC of ungrazed (UG), moderately grazed (MG) and heavily grazed (HG) sites.	82
Figure 36: ANPP for 2005 and 2008 of ungrazed (UG), moderately grazed (MG) and heavily grazed (HG) sites. Error bars represent standard deviation ($n = 2$).	83
Figure 37: TD and LAI for 2005 and 2008 of ungrazed (UG), moderately grazed (MG) and heavily grazed (HG) sites. Error bars represent standard deviation ($n = 6$).	84

Figure 38: Mean monthly temperature and amount of precipitation per month at the Inner Mongolia Grassland Ecosystem Research Station (IMGERS) from 2005 until 2008.....	86
--	----

LIST OF TABLES

Table 1:	Mean values for SOC, N_{tot} and S_{tot} stocks and pH values ($n = 100$ for <i>Stipa</i> , $n = 123$ for <i>Leymus</i> CG, $n = 98$ for <i>Leymus</i> UG79), soil texture ($n = 3$) and thickness of the Ah horizon ($n = 100$ for <i>Stipa</i> , $n = 3$ for <i>Leymus</i>) of continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa</i> and <i>Leymus</i> dominated steppe types.	38
Table 2:	General information, Reference Soil Groups (IUSS Working Group WRB, 2006) and mean values of chemical and physical soil properties of the land use units and the total catchment derived from 120 sampling locations (\pm standard deviation).....	55
Table 3:	Mean Square Error of the Out-Of-Bag sample (MSE_{OOB}) and percentage of the explained variance (Var_{ex}) for the RF prediction of elemental stocks.	56
Table 4:	Descriptive statistics including Minimum (Min), Maximum (Max), Mean values (Mean) and Standard deviation (SD) of the training and the validation data set. ...	56
Table 9:	Mean Error (ME), Mean Square Error (MSE), Root Mean Square Error (RMSE), percentage of explained variance (Var_{ex}) and coefficient of variation (R^2) of the validation set.....	56
Table 6:	Predicted mean values, total amounts and relative proportions of SOC, C_{tot} , N_{tot} and S_{tot} stocks for 1 m depth for the land use units and the total catchment derived from the predictions for the pixels of the DEM model (\pm standard deviation).	62
Table 7:	Mean values ($n = 3$) of chemical and physical soil properties for the topsoil (Ah horizon) from continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa</i> and <i>Leymus</i> dominated steppe types (\pm standard deviation)	68
Table 8:	Mass contribution, OC concentration and C/N ratios of soil fractions from continuously grazed (CG) and ungrazed (UG79) <i>Stipa grandis</i> ($n = 3$) and <i>Leymus chinensis</i> ($n = 1$) dominated steppe types (\pm standard deviation).	70
Table 9:	Soil texture and pH values of the topsoil (0 – 4 cm) from ungrazed (UG), moderately grazed (MG) and heavily grazed (HG) sites before the beginning of the grazing experiment in 2005 (standard deviation in parentheses, $n = 40$ for UG, $n = 10$ for MG and HG).....	80
Table 10:	Stocks of SOC, N_{tot} and S_{tot} determined in 2005 and 2008 for the first 4 cm of the topsoil of ungrazed (UG), moderately grazed (MG) and heavily grazed (HG) sites (standard deviation in parentheses, $n = 40$ for UG, $n = 10$ for MG and HG).	82

GLOSSARY

ANPP	Aboveground net primary productivity
BD	Bulk density
BNPP	Belowground net primary productivity
BT	Bagging Trees
C	Carbon
ca	Contributing area
CaCO ₃	Calcium carbonate
CART	Classification and Regression Trees
CG	Continuously grazed
CO ₂	Carbon dioxide
C ₀ /γ	Ratio of nugget to total semivariance
C _{tot}	Total carbon
DEM	Digital Elevation Model
DSM	Digital Soil Mapping
fPOM	Free particulate organic matter
HG	Heavy grazed
IMGERS	Inner Mongolia Grassland Ecosystem Research Station
LAI	Leaf area index
MARS	Multivariate Adaptive Regression Splines
ME	Mean error
meancurv	Mean curvature
MG	Moderately grazed
MOM	Mineral associated organic matter
MSE	Mean Square Error
N	Nitrogen
N _{tot}	Total nitrogen
OC	Organic carbon
OM	Organic matter
OOB	Out-Of-Bag sample
oPOM	Aggregate occluded particulate organic matter
oPOMs	Small aggregate occluded particulate organic matter
plancurv	Plan curvature
plen	Longest upslope length

profcurv	Profile curvature
POM	Particulate organic matter
RF	Random Forest
RMSE	Root mean square error
RSG	Reference Soil Group
RTA	Regression Tree Analysis
SOC	Soil organic carbon
SOM	Soil organic matter
spi	Stream power index
S _{tot}	Total sulphur
TD	Tiller density
tc _i	Transport capacity index
tlen	Total upslope length
TS	Tensile strength
TWI	Topographic Wetness Index
UG	Ungrazed
UG79	Ungrazed since 1979
Var _{ex}	Explained variance
WHC	Water holding capacity
δ ¹³ C	Carbon isotope ratio