

**ХАРАКТЕРИСТИКИ ПОЧВ И ИЗМЕНЕНИЯ ЗАПАСОВ ОРГАНИЧЕСКОГО
УГЛЕРОДА В НИХ КАК РЕЗУЛЬТАТ СВЕДЕНИЯ ЛЕСОВ
В ПОЛУАРИДНОМ РЕГИОНЕ ЗАГРОСА (ИРАН)**

© 2021 г. С. Джариде*, С. Альванинежад*, П. Голами**, М.Р. Мирзаи*, М. Армин*

**Университет Ясуджа*

*Иран, 7575156879, провинция Кохгилуйе и Бойерахмед, г. Ясудж, ул. 11-й Абузар,
бульвар Бойерахмад, д. 43. E-mail: s.jarideh71@gmail.com, salvaninejad@yu.ac.ir,
mrm.mirzaei@gmail.com, mohsenarmin2007@gmail.com*

***Исламский университет Азад*

Иран, провинция Фарс, г. Казерун. E-mail: gholami.parviz@gmail.com

Поступила в редакцию 18.12.2019. После доработки 31.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020

В настоящее время рост населения и спрос на сельскохозяйственную продукцию привели к значительным разрушениям естественных экосистем, включая леса и пастбища, и превратили их в сельхозугодия. Территориальное землепользование может провоцировать изменения в химических и физических свойствах почв, которые в свою очередь могут в итоге приводить к деградации. Понимание эффекта, оказываемого изменениями в режимах землепользования на почвенные свойства, очень важно, поскольку помогает оценить устойчивость естественных экосистем. Поэтому в данном исследовании мы сравниваем изменения физико-химических свойств почв, индексе их деградации, фактора эродированности (К-фактора) и запасах органического углерода при трех типах землепользования: в охраняемых лесах, естественных лесах с обычной эксплуатацией (перевыпас и заготовки древесины на растопку) и на возделываемых землях в полуаридных регионах западного Ирана. Почвенные образцы были отобраны в случайном порядке с глубины 0-30 см: по 16, 18 и 18 образцов для каждого типа землепользования – 52 в общей сложности. Во всех образцах были измерены текстура почвы, ее рН, обменный калий, доступный фосфор, общая концентрация азота, органический углерод и его запасы. Мы выяснили, что перевыпас и эксплуатация древостоя в естественных лесах, а также смена лесов на возделываемые земли значительно повысили плотность песка (на 22.3-90.5%) и объемную плотность (6.1-9.16%), а также сильно снизили содержание ила (4.34-13.56%), глины (2.36-13.5%), К (37.68-50.63%), Р (15.58-27.42%), N (22.2-55.5%), углерода (22.3-52.4%) и его запасов в почве (22.87-52.3%; при $P < 0.01$). Результаты многомерного анализа избыточности показали, что возделываемые земли коррелируют с содержанием песка, уровнем рН и объемной плотностью, а охраняемые леса – с большинством почвенных свойств. Результаты индекса деградации выявили резкое ухудшение качества почвы (-5.5%) на возделываемых землях в сравнении с естественными (-21.5%) и охраняемыми лесами (0.1%). Самый высокий показатель эродированности был обнаружен на возделываемых землях (0.260), а самый низкий – в охраняемых лесах (0.214). В целом, результаты данного исследования показали, что вырубка деревьев на растопку в естественных лесах вместе с перевыпасом, а также смена лесов на возделываемые земли вызвали значительное ухудшение качества почв в полуаридном регионе западного Ирана.

Ключевые слова: естественные леса, фактор эродированности почв, запасы органического углерода в почвах, индекс деградации почв, леса Загроса.

DOI: 10.24411/1993-3916-2021-10134

Изменения, вызванные землепользованием, постоянны и повсеместны. В настоящий момент рост населения и спрос на сельскохозяйственную продукцию привели к тому, что такие естественные экосистемы, как леса, начали превращаться в сельхозугодия (Otto et al., 2007; Izquierdo, Grau, 2009). Эти изменения, а также обезлесение, перевыпас, неподходящая сельскохозяйственная и промышленная деятельность считаются основными причинами деградации растительности,

а впоследствии и почвы (UNEP ..., 1997; Khersat et al., 2008). Они меняют качество воды и почвы, биоразнообразия, выбросов метана и снижают всасываемость CO₂, а потому являются главной причиной деградации земель (Schneider, Pontius, 2001; Tilman et al., 2001). Увеличение плотности парниковых газов (углекислого, метана, оксидов азота, озона), которое спровоцировано использованием ископаемого топлива, изменениями режимов землепользования и обезлесением, вызывает серьезные последствия в глобальном климате и является одной из самых важных проблем на сегодняшний день. Около 34% от общего количества углерода, выбрасываемого в атмосферу, приходится на изменение режимов землепользования, а 66% вырабатываются при сгорании топлива (Lal, 2004). Накопление органического углерода происходит в различных элементах лесных экосистем. Почва – основной источник этих запасов в наземных экосистемах, а ее потенциал всасывать углекислый газ – важное звено в балансе углерода в континентальных масштабах (Murty et al., 2002). Почвенные запасы углерода чувствительны к разным режимам землепользования и видам почв (Tate et al., 2007), поэтому меняются вместе с ними, а также со сменой растительности (Wang et al., 2014; Edmondson et al., 2014).

Учитывая важность запасов органического углерода в почвах таких сложных экосистем, как леса, которые уменьшают выбросы углекислого газа в атмосферу, снижают риски глобального потепления и климатические изменения, необходимо установить точные объемы этих запасов (Mac Dicken, 1997). Многие исследования показали, что изменения режимов землепользования, такие как сведение лесов и запруживание, могут приводить к деградации химических и физических свойств почвы и к деградации земель в целом (Hajabbasi et al., 1997; Doran, 2002; Jeddi, Chaieb, 2010; Materechera, 2014). Основные опасности таких изменений включают в себя эрозию и загрязнение почв, уменьшение органических веществ и биоразнообразия, уплотнение и засоление почв, заливание и оползни (Xiaohong, Zhenghu, 2009; Cotching, Kidd, 2010). Превращение лесов и естественных пастбищ в сельскохозяйственные земли оказывает особое влияние на свойства почв по двум аспектам (Zucca et al., 2010): 1) их внутренние характеристики – растительность, климат, топографию; 2) внешние факторы – сельское хозяйство, применение удобрений, перевыпас, методы управления (Basaran et al., 2008). Перевыпас, вызываемый домашним скотом, – это еще одна масштабная деятельность человека в полуаридных лесах и землях по всему миру (Manzano, Navar, 2000; Gillson, Hoffman, 2007), которая уже уничтожила эти экосистемы, вызвав снижение плотности растительности и изменение структуры растительных сообществ (Su et al., 2005), уплотнение почв, повысила поверхностный сток и в конце концов привела к потере минерализации (Dakhan, Gifford, 1980; Fleischner, 1994; Costa et al., 2015). Перевыпас также может снижать запасы углерода в почвах пастбищных (Shrestha, Stahla, 2008) и лесных экосистем (Abril et al., 2005). Обезлесение и деградация пастбищ могут ощутимо снизить концентрацию органического углерода, минерализации и качество почвы в целом (Zhao et al., 2009).

За последние 50 лет разнообразие режимов землепользования в Иране расширялось быстрее, чем когда бы то ни было; более того, ожидается, что оно расширится еще больше (Kavian et al., 2014). В последнее время большинство лесов и пашен Ирана было переведено под сельскохозяйственные угодья. Постепенно такие изменения могут привести к многочисленным экологическим проблемам, таким как эрозия и деградация почв, седиментация, опустынивание и заливание (Rezapour, 2014). Около пяти десятилетий назад, в 1962 году, леса Ирана занимали 18 млн. га (Marvi-Mohadjer, 2005), но уменьшились до 12.4 млн. га (Salehi, 2009). Примерно 40% этих лесов находятся в Загросе и считаются полуаридными, покрывая площадь около 5 млн. га, которая включает в себя самые важные лесные экосистемы северо-запада и запада Ирана (Jazirehi, Rostaghi, 2003). Леса Загроса оказывают огромное влияние на водоснабжение, сохранение почв, климатические изменения и экономическое и социальное равновесие Ирана (Sagheb-Talebi et al., 2003). С 1962 г. более чем 1.7 млн. га этих лесов были уничтожены, а исследования показывают, что разросшееся население, низкий уровень развития и высокая зависимость местных сообществ от лесов, служащих средством для их существования, являются ключевыми причинами такого упадка (Ghazanfari et al., 2004).

Перевыпас, вырубка лесов на растопку и обезлесение ради превращения земель в сельскохозяйственные считаются самыми важными факторами разрушения этих лесов (Marvi-Mohadjer, 2005; Yousefifard et al., 2007). Сведение лесов ради возделывания злаковых культур и кормовых растений, садов с грецкими орехами, миндалем и оливами, является самой распространенной человеческой деятельностью в регионе Загроса. Сельскохозяйственные работы в

этих лесах проводятся местными жителями и лесниками ради улучшения качества жизни.

Леса дикого миндаля (*Amygdalus arabica* Oliv.) расположены в Махур Мамассани (Mahoor Mamassani), на окраине полуаридных лесов Загроса. В этой области, как и в других местах Загроса, леса десятилетиями сводятся под сельскохозяйственные угодья, подвергаются перевыпасу и вырубке на растопку. Таким образом, необходим почвенный анализ, чтобы определить, как на свойства и качество почв влияет перевыпас домашнего скота и изменение естественных лесов на хозяйственные угодья. И хотя результаты перевыпаса в лесах и пастбищах, а также превращения лесов в сельскохозяйственные земли и их влияние на почвенные свойства хорошо известны, сила этого влияния, меняющегося от региона к региону, не определена. Поэтому цель данной работы – изучить изменения почвенных свойств вследствие изменения режимов землепользования в данном полуаридном регионе, а главное – определить изменения в их физико-химических свойствах, запасах органического углерода и индексе деградации почв, вызванные сведением диких миндальных лесов и возделыванием лесных территорий. Это поможет нам лучше понять, какой эффект изменение землепользования оказывает на свойства почв, запасы углерода и индекс деградации в полуаридном регионе диких миндальных лесов Махура на западе Ирана и на схожих территориях.

Материалы и методы

Территория исследований. Работа проводилась в диких миндальных (*Amygdalus arabica* Oliv.) лесах Махура Нур Абада на северо-западе провинции Фарс и частично в Загросе на западе Ирана (координаты: от 29° 56' 46" до 30° 0' 43" с.ш. и от 51° 23' 02" до 51° 25' 13" в.д.; рис. 1). Климат здесь полуаридный, средние годовые дождевые осадки составляют 350 мм (за 1995-2015 гг.), выпадая в основном с ноября по апрель, а средняя годовая температура на метеорологической станции Нур Абада достигает 21.1°C. Топография горно-холмистая (высотность колеблется от 1300 до 1350 м н.у.м.), с умеренной зимой и жарким летом. Территория лежит в пограничном регионе Загроса, который относится к третичному периоду, породы представлены известняком.

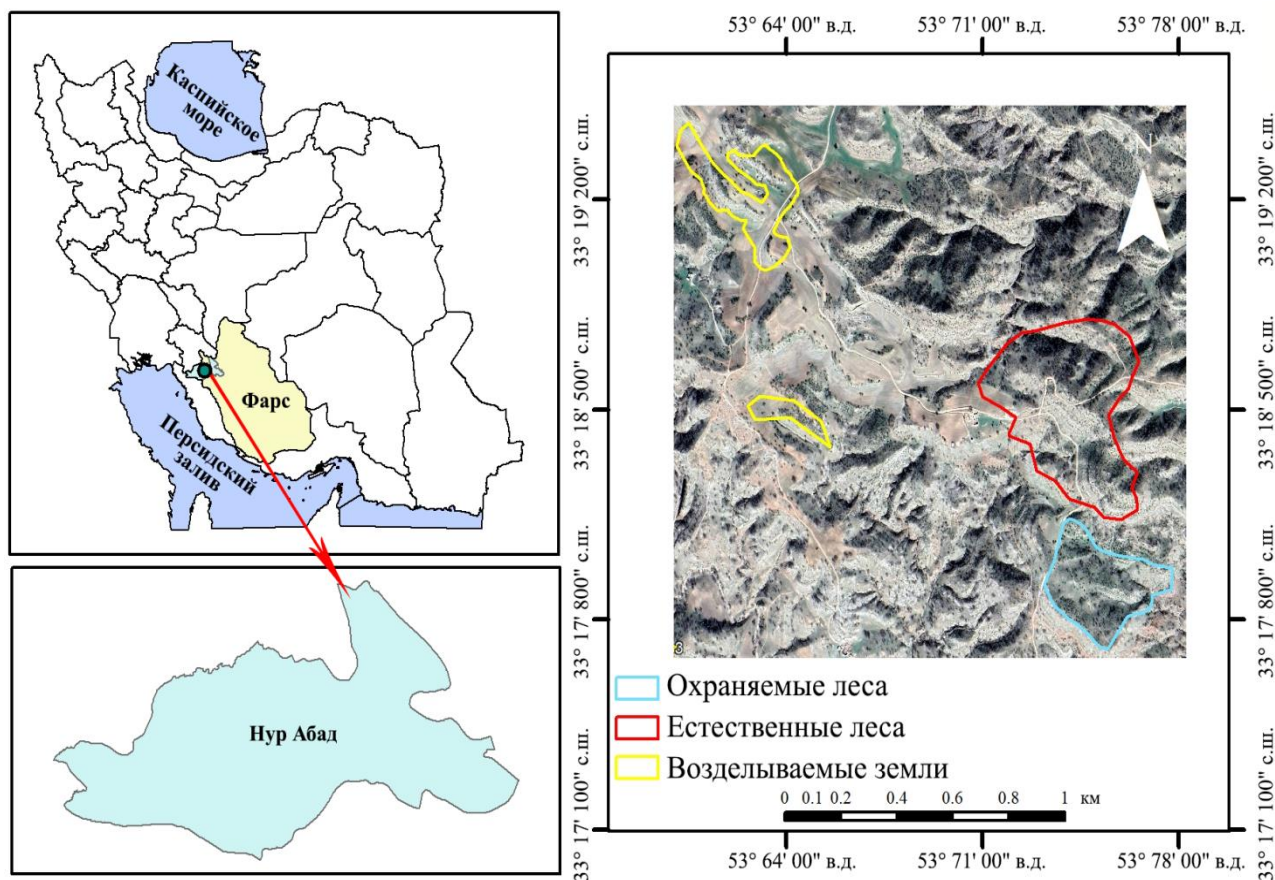


Рис. 1. Карта с местом исследований на территории Ирана.

По основным режимам землепользования мы выделили 3 региона: 1) охраняемые леса (ОЛ), которые занимают почти 30 га и были взяты под охрану 30 лет назад; 2) естественные леса (ЕЛ) с обычным режимом использования, включая вырубку и обрезку деревьев на растопку, а также перевыпас, идущий на протяжении всего года; 3) возделываемые земли (ВЗ), которые 20 лет назад были естественными лесами. В лесах исследуемой территории доминирует дикий миндаль (*Amygdalus arabica* Oliv.), характеристики такого древостоя приведены в таблице 1.

Таблица 1. Характеристики древостоя (means±SD) дикого миндаля на исследуемой территории.

Характеристики древостоя	Охраняемые леса	Естественные леса	Возделываемые земли
Плотность (п/га)	195±(52.3)	136.6±(43.9)	20±(24.3)
Площадь основания (м ² /га)	8.1±(4.17)	5.5±(3.1)	1.8±(2.2)
Площадь кроны (м ² /га)	1467.4±(526.8)	1091.3±(473.6)	381.4(±445.4)

Соответственно исследованиям, которые велись на 3 разных территориях, в общей сложности за вегетационный период мы зарегистрировали 106 видов растений из 29 семейств, среди которых доминантами выступили *Medicago lupulina* L., *Trachynia distachya* L., *Aegilops kotschy* Boiss., *Linaria arvensis* Desf., *Bromus tectorum* L., *Bongardia chrysogonum* Boiss., *Heterantherium piliferum* (Banks & Sol.), *Astragalus hamosus* L., *Alyssum linifolium* Steph ex Willd., *Vicia montana* Froel. ex W.D.J. Koch., *Fumaria parviflora* Lam., *Anagallis arvensis* L. Основная культура возделываемых земель – это пшеница (*Triticum* spp.) и ячмень (*Hordeum* spp.), которые выращивают здесь с 1996 года и по сегодняшний день без орошения (полив дождем) и собирают ежегодно в конце периода вегетации. Урожай снимают с использованием ручного инвентаря для сельхозработ (в основном серпа). Кроме того, по крайней мере на протяжении 7 лет до нашего исследования здесь не применялись удобрения (как следует из индивидуальных опросов местных владельцев земель). Каждую осень на этих землях используют лемешный плуг, особенно перед посадкой семян, вскапыванием и переворачиванием земли. После сбора урожая здесь непродолжительно пасут скот.

Мы выбрали 3 разных участка ОЛ, ЕЛ и ВЗ неподалеку друг от друга, чтобы продемонстрировать различия в свойствах их почв, а также разницу в режимах землепользования и управления. Три разных режима обладают схожими топографическими характеристиками: склоны от 5 до 20%, направление северо-восточное, высотный уровень от 1300 до 1350 м н.у.м.

План эксперимента и сбор проб. Чтобы изучить количественные характеристики древесных растений, мы выбрали 52 случайных участка площадью 1000 м²: 16 в ОЛ и по 18 в ЕЛ и ВЗ. На каждом участке мы подсчитали деревья, определили их количественные характеристики и отобрали случайным образом по 4 почвенные пробы на глубине 0-30 см, а затем смешали их в один для почвенного анализа. Образцы были запечатаны в пластиковые пакеты и доставлены в лабораторию. Для оценки некоторых физических и химических свойств, в частности, текстуры, органического углерода, общего азота (N), объемной плотности, доступного фосфора (P), обменного калия (K) и pH образцы в течение 2-3 дней были подвержены сушке на воздухе, а затем просеяны через сито с ячейками 2 мм, чтобы избавиться от крупных корней и камней (Liu et al., 2014).

Для измерения pH использовали стеклянный электрод, концентрация составила 1:2.5 почвы к воде (Singh et al., 2007). Объемную плотность измеряли по нетронутым образцам гравиметрическим методом, текстуру – буферным гидрометрическим методом, органический углерод – методикой Уолкли и Блэка (Walkley & Black), общий N – модифицированным методом Кхедала (Kjeldhal), доступный P – методом S.R. Olsen и L.E. Sommers (1982). Воспользовавшись техникой замены ацетата аммония, мы определили обменные основания по работе G.W. Thomas (1982), а K определили атомно-эмиссионной спектроскопией (Page, 1992). Запасы органического углерода в почвах (т/га) вычисляли по следующей формуле:

$$3OY=OY \cdot Vd \cdot d,$$

где 3OY – это запасы органического углерода (%), Vd – объемная плотность (г/см³), d – глубина почвенного образца (см).

Фактор эродированности почв (K-фактор, т•га•ч/га•МДж•мм) рассчитывали по следующей

формуле (Wischmeier, Smith, 1978):

$$100K=2.1 \cdot 10^{-4}(12-Om)M^{1.14}+3.25(S-2)+2.5(P-3),$$

где K – фактор эродированности почв, Om – органическое вещество (%), S – тип структуры, P – тип проницаемости, M – размер частиц, определенный по уравнению:

$$M=a(a+b),$$

где a – процент частиц размером от 0.002 до 0.1 мм (сумма ила и очень мелких песчинок), b – процент частиц от 0.1 до 2 мм.

Статистический анализ. Чтобы сравнить влияние, которое изменение режима землепользования оказывает на свойства почв, мы провели в программе SPSS 21 однофакторный дисперсионный анализ в системе случайно выборки, а затем проверили статистические допущения для параметрического теста. Мы использовали критерий Д.Б. Дункана, чтобы выявить значимые различия при $p < 0.05$. Чтобы протестировать однородность дисперсий, использовали критерий Х. Левена. Методы многомерного анализа применяли, чтобы измерить групповой отклик физических и химических свойств почв, зависящих от смены режима землепользования. Для этого сначала мы применили детрентный анализ соответствия, чтобы измерить длину градиента, которая во всех случаях (когда градиент менее трех) была получена в результате анализа избыточности (Leps, Smilauer, 2005). Эти анализы мы выполняли в программе CANOCO версии 4.5.

Чтобы подсчитать индекс деградации почв в соответствии с их типами землепользования, от ОЛ до ЕЛ (с перевыпасом и вырубкой) и ВЗ, в качестве первичного демографического индекса принималось, что почвы ЕЛ и ВЗ имеют аналогичные физические и химические свойства, схожие с почвами ОЛ, которые претерпели различные изменения. Мы сравнили различия между средними величинами каждого свойства почв при каждом режиме землепользования с их величинами в ОЛ и выразили это в качестве процентного соотношения среднего значения для каждого свойства. Затем среднюю этих соотношений для всех свойств мы использовали, чтобы измерить интегральный индекс деградации почв (Islam, Weil, 2000).

Результаты

Физико-химические свойства почв. Общий тренд почвенной структуры после того, как ЕЛ сменились ВЗ, показал значительное уменьшение глины и ила ($p < 0.01$) и повышение песка ($p < 0.01$; табл. 2). Структура почв в ОЛ и ЕЛ была илисто-глинистой, но в ВЗ изменилась на глинисто-суглинистую. Дисперсионный анализ показал, что изменение режима землепользования не оказало большого влияния на pH почв ($P > 0.05$; табл. 2). В данном исследовании pH варьировал от 7.67 до 7.9 на глубине 0-30 см при различных режимах землепользования. Средний pH для 3 режимов показал, что кислотность значительно возросла в ЕЛ из-за перевыпаса и изменения лесных земель на возделываемые, поэтому самый высокий показатель (7.9) был зарегистрирован в почвах ВЗ, а самый низкий (7.67) – в ОЛ (табл. 2).

Дисперсионный анализ также показал, что обезлесение (сведение деревьев на растопку и влияние перевыпаса) в ЕЛ и после их смены на ВЗ вызвало сильное увеличение объемной плотности ($P < 0.01$; табл. 2) и сильное снижение органического углерода и общего N ($P < 0.001$; табл. 2). В среднем плотность на глубине 0-30 см в почвах ЕЛ и ВЗ была на 6.1 и 9.16% выше, чем в ОЛ, а между собой ЕЛ и ВЗ различались не сильно ($P > 0.05$; табл. 2). Самый высокий уровень органического углерода (2.1%) был зарегистрирован в ОЛ, самый низкий (1.0%) – на ВЗ. В среднем на ВЗ его уровень был на 52.4 и 38.7% ниже, чем в ОЛ и ЕЛ (табл. 2). В ЕЛ этот показатель составил S_o 1.6%, т.е. на 22.3% меньше, чем в ОЛ. Общий азот в ЕЛ и ВЗ был на 22.2 и 55.5% меньше, чем в ЕЛ (табл. 2).

Как показало данное исследование, доступный P и обменный K в почвах были сильно затронуты землепользованием ($P < 0.001$; табл. 2). Наибольшее значение для концентрации фосфора (14.4 мг/кг) было зарегистрировано в ОЛ, наименьшее (10.5 мг/кг) – на ВЗ. В среднем доступный P на ВЗ был на 27.2 и 14.0% ниже, чем в ЕЛ и ОЛ (табл. 2). В ЕЛ его показатель составил 19.1 мг/кг, что на 15.6% меньше, чем в ОЛ.

Запасы органического углерода. Смена режимов землепользования сильно повлияло на запасы углерода в почве ($P < 0.001$; табл. 2). Изменения в объемах запасов оказались похожи на изменения в количестве самого углерода ($P < 0.001$; табл. 2). Запасы в ЕЛ и ВЗ уменьшились на 22.9 и 52.3% по сравнению с ОЛ (табл. 2).

Таблица 2. Результаты однофакторного дисперсионного анализа (средние значения \pm стандартное отклонение, mean \pm SD) почвенных свойств в охраняемых и естественных лесах и на возделываемых землях.

Свойства почв	Охраняемые леса	Естественные леса	Возделываемые земли	F	P
Песок (%)	13 \pm (7.3)b*	15.9 \pm (5.3)b	24.8 \pm (10)a	10.66	0.000
Ил (%)	45.12 \pm (3.8)a	43.16 \pm (4.3)a	39 \pm (5.1)b	8.42	0.001
Глина (%)	41.87 \pm (4.9)a	40.88 \pm (4.1)a	36.22 \pm (6.7)b	5.44	0.007
pH	7.67 \pm (0.28)a	7.8 \pm (0.34)a	7.9 \pm (0.37)a	2.46	0.09
K (мг/кг)	336.7 \pm (88.8)a	209.8 \pm (41.2)b	166.2 \pm (27.8)c	45.8	0.000
P (мг/кг)	14.44 \pm (1.7)a	12.19 \pm (2.6)b	10.48 \pm (1.2)c	17.1	0.000
Объемная плотность (г/см ³)	1.31 \pm (0.06)b	1.39 \pm (0.04)a	1.44 \pm (0.06)a	7.27	0.005
N (%)	0.18 \pm (0.03)a	0.14 \pm (0.05)b	0.08 \pm (0.02)c	14.3	0.000
Органический углерод (%)	2.06 \pm (0.43)a	1.6 \pm (0.63)b	0.98 \pm (0.18)c	23.72	0.000
Запасы органического углерода (т/га)	81.1 \pm (17.7)a	66.2 \pm (26.5)b	42.3 \pm (7.4)c	18.3	0.000
K-фактор	0.214 \pm (0.021)b	0.227 \pm (0.019)b	0.260 \pm (0.022)a	20.85	0.000
Текстура	илисто-глинистая	илисто-глинистая	глинисто-суглинистая		

Примечание к таблице 2: * – буквы в каждом ряду указывают на уровень значимости между разными режимами землепользования для каждого свойства почв: a – p<0.05, b – p<0.01, p<0.001.

Индекс деградации почвы (ИДП). Результаты изменений индекса показали, что самое высокое его значение было на ВЗ (-55.4) и ЕЛ (-21.5), а меньше всего этот тренд (1) проявился в ОЛ (рис. 2).

Фактор эродированности почв (K-фактор). Смена режима землепользования также сильно затронула K-фактор (P<0.001; табл. 2). Его самое высокое значение было зарегистрировано на ВЗ (0.260), а наименьшее – в ОЛ (0.214), что незначительно отличается от ЕЛ (0.227).

Многомерный анализ. Результаты анализа избыточности показали, что свойства почв были сильно затронуты сменой режима землепользования (f=0.69, p=0.001; рис. 3): содержание песка, объемная плотность и pH – на ВЗ; общий N, органический углерод, запасы углерода, фосфор, калий, количество глины и ила – в ОЛ (рис. 3).

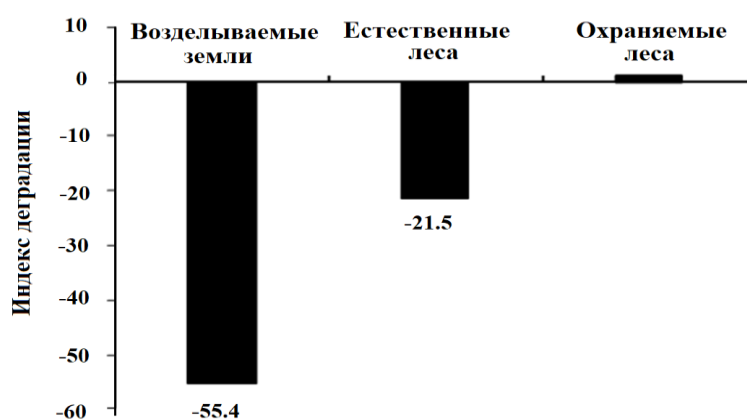


Рис. 2. Влияние смены режима землепользования на индекс деградации почв в полуаридных лесах Ирана. Условные обозначения: по оси ОУ отражен *Индекс деградации почвы (ИДП)*.

Обсуждение

В ОЛ и ЕЛ наличие растительного покрова на протяжении длительного периода защищает почву от эрозии. И напротив, почвы ВЗ покрыты растительностью только в короткие промежутки времени,

покров разреженный, а поверхность почвы остается полностью обнаженной после сбора урожая (Zhao et al., 2005), тем самым провоцируя и увеличивая эрозию (табл. 2) и потери глинистых и илистых частиц вниз по профилю (Khrasat et al., 2008). Поэтому необходимо заметить, что ЕЛ и особенно ОЛ из-за наличия у них древесных крон, подстилки, биомассы и корней могут значительно повысить устойчивость почвы к поверхностной эрозии (Solt et al., 1993). W. Bewketa и L. Stroosnijder (2003), а также М. Martinez Mena с соавторами (2008) сообщали в своих исследованиях, что после смены ЕЛ на ВЗ количество глины и ила снизилось, а песка – возросло.

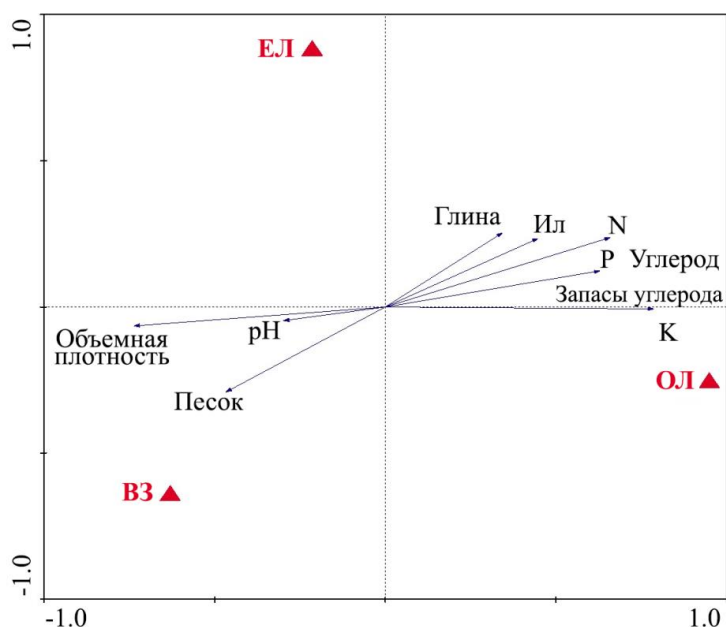


Рис. 3. Двойная диаграмма почвенных свойств и изменений землепользования в соответствии с анализом избыточности; треугольниками обозначены типы землепользования: ОЛ – охраняемые леса, ЕЛ – естественные леса, ВЗ – возделываемые земли.

Причина изменений рН почвы может быть связана со снижением органических веществ из-за перевыпаса в ЕЛ и распашки ВЗ. Кроме того, в ОЛ и ЕЛ лесной полог и травянистая растительность могут повышать проницаемость почвы водой через корродированные участки, уменьшая влияние дождя, что в итоге приведет к насыщению почвы и последующему снижению уровня рН. На основе результатов данного исследования S. Khrasat с соавторами (2008) и А. Kavian с соавторами (2014) обнаружили, что переход ЕЛ в ВЗ и сады может привести к повышению значений рН. Можно ожидать, что сведение деревьев и перевыпас в ЕЛ, а также мероприятия по обработке почвы снизят количество органического углерода, ослабят текстуру и разрушат структуру почвы. В итоге пористость почвы уменьшится, а объемная плотность увеличится, что согласуется с результатами работ I. Celik (2005) и Т. Yuksek с соавторами (2010), которые писали, что обезлесение и обработка почвы приводят к повышению объемной плотности. Это повышение – один из ключевых показателей деградации естественных экосистем, вызванный перевыпасом, который может влиять и на остальные свойства почв, включая ее проницаемость и накопление воды, а в конце концов мешать росту растительности (Rubio, Vochet, 1998).

Запрет на выпас домашнего скота может снизить объемную плотность, т.к. движение животных по территории снизится, а растительный покров увеличится (Su et al., 2005), что соответствует результатам данного исследования о снижении объемной плотности в ОЛ за 30-летний период. Органический углерод в почве оказывает множество эффектов на большинство химических и физических почвенных свойств, что в итоге приводит к снижению эрозии. Ключевым фактором ускоренного падения уровня углерода и азота является возделывание земель – по двум причинам: 1) разрушение поверхностного слоя и увеличение температуры почвы в результате ускорившегося процесса разложения органического углерода и повышенной минерализации азота, 2) усиление эрозии и последующие потери в органических веществах и азоте снижают уровень углерода

и азота в почве (Yousefifard et al., 2007; Khresat et al., 2008; Kavian et al., 2014). Такие наблюдения соответствуют выводам и некоторых других исследований (Celik, 2005; Chibsa, Taa, 2009).

Помимо прочего, снижение органического углерода, его запасов в почве и общего N в ЕЛ может зависеть от перевыпаса и рубки деревьев на растопку, вызванных снижением растительности. Выпас скота меняет круговорот азота в пастбищных экосистемах, что может приводить к прекращению его накопления в почве (Pineiro et al., 2006). Выпас влияет на подвижность минерального азота в почвах: чем он сильнее, тем выше количество азота и ниже его обменные свойства и подвижность (Yang et al., 2013). В ОЛ помимо того, что состояние лесного полога было лучше (табл. 1), наличие растительности усиливало гумусовый слой – объемы углеродных запасов в почве (Hill et al., 2003). По этому вопросу проводилось множество исследований, чтобы показать, что изменения режима землепользования оказывают значительный эффект на запасы углерода, и, как следует из этих работ, самый большой объем запасов был зарегистрирован в ОЛ (Sadegh et al., 2007; Le Quere et al., 2009). В целом, контролируемый выпас скота и защита лесов и пастбищ, а также проведение различных мероприятий по укреплению и улучшению растительности, является одной из причин увеличения органического углерода, его запасов и общего N и впоследствии – улучшения почвы (Wu et al., 2009; Jeddi, Chaieb, 2010; Materechera, 2014).

В данной работе изменения уровня доступного P и обменного K соответствуют результатам, полученным другими исследователями (Gharmakher, Maramaei 2011; Boroumand et al., 2014). Q. Meng с соавторами (2008) указали, что на территориях ВЗ вследствие эрозии потери доступного фосфора максимальны. Поскольку концентрации P в мелкозернистых частицах почвы выше, чем в крупных, то чем меньше количество таких частиц, тем выше потери фосфора (Salardini, 1995). Поглощение сельскохозяйственными культурами доступного P и его исчезновение после сбора урожая – это еще один фактор снижения концентраций фосфора в почвах на ВЗ (Yang et al., 2013). Причиной, по которой P содержится в почвах ОЛ, является положительное влияние листового опада и плотный растительный покров, которые влияют на то, накапливается фосфор и поверхностном слое или нет. Чаще всего уровень доступного P выше в тех почвах, где больше органических веществ (Yousefifard et al., 2007). Таким образом, несмотря на то, что условия в ОЛ и так благоприятные, именно увеличение количества растительных остатков играет главную роль в повышении уровня доступного P на таких территориях, потому что разлагающийся гумус постепенно выпускает P в почву (Navidi et al., 2009). Выводы о повышении уровня доступного P в ОЛ схожи с результатами, полученными S. Wang с соавторами (2011).

Более того, учитывая, что основная часть доступного фосфора зависит от наличия органических веществ, в почвах ЕЛ его содержится больше, чем в ВЗ, т.к. ЕЛ насыщены углеродом сильнее. В соответствии с результатами данной работы, M. Yousefifard с соавторами (2007) сообщили, что количество доступного фосфора в ВЗ ниже, чем в ЕЛ. Содержание K было на 50.6 и 20.8% ниже в ВЗ, чем в ОЛ и ЕЛ (табл. 2). Помимо прочего, его содержание в почвах ЕЛ оказалось на 37.7% ниже, чем в ОЛ (табл. 2). Снижение K в почвах ВЗ может быть связано с возделыванием земель, сбором урожая, последующим смывом K и его недоступностью. Кроме того, полное устранение растительных остатков с поверхности почвы и удаление калия сельхозкультурами снижает его концентрацию в почве. Тот факт, что в ОЛ накопление K гораздо выше, можно объяснить тем, что в ОЛ его биоцикл проходит полный оборот: деревья поглощают его из глубины почвы и накапливают в своей биомассе, после чего разложение листового опада возвращает K в поверхностный слой (Graham, O'Geen, 2010; Rezapour, 2014). Снижение P и K в ЕЛ по сравнению с ОЛ может быть связано с деградацией леса, перевыпасом и снижением количества растительности вследствие выщелачивания (Yousefifard et al., 2008).

Индекс деградации на ВЗ оказался самым высоким, указывая на сильное истощение почв по сравнению с ЕЛ и ОЛ. Результаты данного исследования подчеркивают влияние выпаса домашнего скота на леса, а возделывание земель – на усиление почвенной деградации, а также демонстрируют, что охрана лесов снизит уровень деградации. Наши результаты также согласуются с выводами, которые сделали K.R. Islam с R.R. Weil (2000) и M. Lemenih с соавторами (2004).

Результаты многофакторного анализа избыточности показали, что обезлесение увеличило количество песка, объемную плотность и рН. Также было выявлено, что защита ЕЛ от деградации и перевыпаса является эффективной мерой по восстановлению нарушенных лесов и пастбищ, т.к. приводит к восстановлению растительности и улучшению почвенных свойств в различных

экосистемах (Pei et al., 2008; Wu et al., 2009; Li et al., 2014).

Выводы

В данном исследовании мы рассмотрели различия между многими физико-химическими свойствами почв, индексом деградации почв, фактором их эродированности (К-фактор) и запасами органического углерода при разных режимах землепользования в полуаридных лесах Загроса на западе Ирана. Перевыпас и вырубка деревьев на растопку в естественных лесах, а также многолетнее возделывание местных земель оказали значительный отрицательный эффект на качество почв, что выражается в сильном снижении ($P < 0.01$) концентраций К, доступного Р, общего N, органического углерода и его запасов в почве, количества ила и глины и в сильном повышении ($P < 0.01$) объемной плотности, количества песка и уровня рН. И напротив, почвы в зоне охраняемых лесов, защищенные растительностью от перевыпаса и других факторов деградации, за более чем 30-летний период получили максимальное количество органических веществ и улучшили свои продуктивные свойства и физическое состояние. В итоге из-за снижения в охраняемых лесах поверхностного стока и эрозии индекс деградации имеет минимальное значение в сравнении с естественными лесами и возделываемыми землями. На ВЗ большая часть оцененных химических свойств (концентрации К, Р, общего N, органического углерода и его запасы) показала более значительное снижение ($P < 0.01$), чем в ЕЛ и ОЛ. Более того, потери органического углерода, повышение объемной плотности, количества песка, фактора эродированности и сильное увеличение рН стали основными проблемами на тех территориях, которые на протяжении длительного периода подвергались постоянной обработке (Martinez-Mena et al., 2008; Rezapour, 2014). В данном исследовании количество углерода в почвах ВЗ было на 22.3 и 52.4% ниже, чем в ЕЛ и ОЛ (табл. 2). А поскольку связь между углеродом и структурой почв является двусторонней, снижение углерода вредит структуре и повышает почвенную эрозию. Более того, разрушение структуры почвы приводит к потерям углерода (Van Veen, Kuikman, 1990).

Благодарности. Авторы хотели бы выразить свою глубочайшую признательность Иранскому университету Ясуджа за финансовую поддержку и помощь.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Abril A., Bartfelda P., Bucherb E.H. 2005. The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest // Forest Ecology and Management. No. 206. P. 399-405.
- Basaran M., Erpul G., Tercan A.E., Anga C.M.R. 2008. The effects of land use changes on some soil properties in Indagi Mountain Pass Cankırı, Turkey // Environmental, Monitoring and Assessment. No. 136. P. 101-119.
- Bewketa W., Stroosnijder L. 2003. Effects of agro ecological land use succession on soil properties in Chemoga watershed, Blue Nile basin, Ethiopia // Geoderma. No. 111. P. 85-98.
- Borumand M.G., Hajarsepanlu M., Bahmanyar A. 2014. The Effect of Land use Change on Some of the Physical and Chemical Properties of Soil (Case Study: Semeskande Area of Sari) // Journal of Watershed Management Research. No. 5 (9). P. 78-94. (in Persian)
- Celik I. 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey // Soil and Tillage Research. No. 83. P. 270-277.
- Chibsa T., Taa A. 2009. Assessment of soil organic matter under four land use systems in Bale Highlands, Southeast Ethiopia. A. Soil organic matter contents in four land use systems: forestland, grassland, fallow land and cultivated land // World Applied Science Journal. No. 6 (9). P. 1231-1246.
- Costa C., Papatheodorou E.M., Monokrousos N., Stamou G.P. 2015. Spatial variability of soil organic C, inorganic N and extractable P in a Mediterranean grazed area // Land Degradation and Development. No. 26. P. 103-109.
- Cotching W.E., Kidd D.B. 2010. Soil quality evaluation and the interaction with land use and soil order in Tasmania, Australia // Agriculture, Ecosystems and Environment. No. 137. P. 358-366.
- Dakhah M., Gifford G.F. 1980. Influence of vegetation, rock cover and trampling on infiltration rates and sediment production // Journal of the American Water Resources Association. No. 16 (6). P. 979-986.
- Doran J.W. 2002. Soil health and global sustainability, translating science into practice // Agricultural Ecosystems and Environment. No. 88. P. 119-127.
- Edmondson J.L., Davies Z.G., McCormack S.A., Gaston K.J., Leake J.R. 2014. Land cover effects on soil organic carbon stocks in an European city // Science of the Total Environment. No. 472. P. 444-453.
- Fleischner T.L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America // Conservation Biology. No. 8 (3). P. 629-644.
- Gillson L., Hoffman M.T. 2007. Rangeland ecology in a changing world // Science. No. 315. P. 53-54.

- Ghazanfari H., Namiranian M., Sobhan H., Mohajer R.M. 2004. Traditional forest management and its application to encourage public participation for sustainable forest management in the northern Zagros mountain of Kurdistan province, Iran // *Scandinavian Journal of Forest Science*. No. 19 (4). P. 65-71.
- Graham R.C., O'Geen A.T. 2010. Soil mineralogy trends in California landscapes // *Geoderma*. No. 154. P. 418-437.
- Hajabbasi M.A., Jalalian A., Karimzadeh H.R. 1997. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran // *Plant and Soil*. No. 190. P. 301-308. (in Persian)
- Hill M.J., Braaten R., Mckeon G.M. 2003. A scenario calculator for effect of grazing land management on carbon stocks in Australian rangelands // *Journal of Environmental Modeling and Software*. No. 7 (18). P. 627-644.
- Islam K.R., Weil R.R. 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh // *Agricultural, Ecosystems and Environment*. No. 79. P. 9-16.
- Izquierdo A.E., Grau R.H. 2009. Agriculture adjustment, land-use transition and protected areas in Northwestern Argentina // *Journal of Environmental Management*. No. 90. P. 858-865.
- Jazirehi M.H., Rostaghi E.M. 2003. *Silviculture in Zagros*. Tehran: University of Tehran Press. 560 p. (in Persian)
- Jeddi K., Chaieb M. 2010. Changes in soil properties and vegetation following livestock grazing exclusion in degraded arid environments of South Tunisia // *Journal of Flora*. No. 205. P. 184-189.
- Kavian A., Azmoodeh A., Solaimani K. 2014. Deforestation effects on soil properties, runoff and erosion in northern Iran // *Arabian Journal of Geoscience*. No. 7. P. 1941-1950.
- Khresat S., Al-Bakri J., Al-Tahhan R. 2008. Impact of land use/cover change on soil properties in the Mediterranean region of Northwestern Jordan // *Land Degradation and Development*. No. 19. P. 397-407.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impact on global climate change and food security // *Science*. No. 304. P. 1623-1627.
- Lemenih M., Olsson M., Karlton E. 2004. Comparison of soil attributes under *Cupressus lusitanica* and *Eucalyptus saligna* established on abandoned farmlands with continuously cropped farmlands and natural forest in Ethiopia // *Forest Ecology and Management*. No. 195. P. 57-67.
- Leps J., Smilauer P. 2005. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. UK: Cambridge University Press. 269 p.
- Le Quere C., Raupach M.R., Canadell J.G., Marland G., Bopp L., Ciais P. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide // *Nature Geoscience*. No. 2. P. 831-836.
- Li Q., Zhou D., Jin Y., Wang M., Song Y., Li G. 2014. Effects of fencing on vegetation and soil restoration in a degraded alkaline grassland in northeast China // *Journal of Arid Land*. No. 6 (4). P. 478-487.
- Liu MY., Chang QR., Qi YB., Liu J., Chen T. 2014. Aggregation and soil organic carbon fractions under different land uses on the tableland of the Loess Plateau of China // *Catena*. No. 115. P. 19-28.
- MacDicken KG. 1997. *A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects*. USA: Winrock International Institute for Agricultural Development Forest Carbon Monitoring Program. 91 p.
- Manzano MG., Navar J. 2000. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan-thrnscrib (*matorral*) in north-Eastern Mexico // *Journal of Arid Environments*. No. 44 (1). P. 1-17.
- Martinez-Mena M., Lopez J., Almagro M., Boix-Fayos V., Albaladejo J. 2008. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of south-east Spain // *Soil and Tillage Research*. No. 99. P. 119-129.
- Marvie-Mohadjer M.M.R. 2005. *Silviculture*. Tehran: University of Tehran Press. 387 p. (in Persian)
- Materechera SA. 2014. Influence of agricultural land use and management practices on selected soil properties of a semi-arid savanna environment in South Africa // *Journal of Arid Environment*. No. 102. P. 98-103.
- Meng Q., Fu B., Tang X., Ren H. 2008. Effect of land use on phosphorus loss in the hilly area of the Loess Plateau, China // *Environmental Monitoring and Assessment*. No. 139. P. 195-204.
- Murty D., Kirschbaum M.F., Mcmurtrie R.E., Mcgilvray H. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature // *Global Change Biology*. No. 8. P. 105-123.
- Navidi M.N., Sarmadian F., Mahmoodi Sh. 2009. Studying the effects of land use change on soil physical and chemical quality indicators of surface horizons in rangelands of eastern Qazvin province // *Journal of Range and Watershed Management*. No. 62 (2). P. 299-310. (in Persian)
- Gharmakher N.H., Maramaei M. 2011. Effects of land use changes on soil properties (Case Study: the Kechik catchment) // *Journal of Soil Management and Sustainable*. No. 1 (2). P. 81-96.
- Olsen S.R., Sommers L.E. 1982. Phosphorus // *Methods of Soil Analysis* / Eds. A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney. Part. ASA-SSSA. Madison. P. 403-430.
- Otto R., Krusi B.O., Kienast F. 2007. Degradation of an arid coastal landscape in relation to land use change in Southern Tenerife (Canary Island) // *Journal of Arid Environment*. No. 70. P. 527-539.
- Page A.L. 1992. *Methods of soil analysis*. Madison, Wisconsin, USA: ASA and SSSA publishers. 321 p.
- Pei S.F., Fu H., Wan C.G. 2008. Changes in soil properties and vegetation following enclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China // *Agriculture, Ecosystem and Environment*. No. 124 (1). P. 33-39.
- Piñeiro G., Paruelo J.M., Oesterheld M. 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America // *Global Change Biology*. No. 12. P. 1267-1284.

- Rezapour S.* 2014. Response of some soil attributes to different land use types in calcareous soils with Mediterranean type climate in north-west of Iran // *Environmental Earth Sciences*. No. 71. P. 2199-2210.
- Rubio R.W., Bochet E.* 1998. Desertification indicators as diagnosis criteria for desertification risk assessment in Europe // *Journal of Arid Environment*. No. 39 (2). P. 113-120.
- Sadegh H.R., Vangah G.B., Safaian N.* 2007. Comparison between effects of open grazing and manual harvesting of cultivated summer rangelands of Northern Iran on infiltration, runoff and sediment yield // *Land Degradation and Development*. No. 18. P. 608-620.
- Sagheb-Talebi K.H., Sajedi T., Yazdian F.* 2004. Forests of Iran. Technical Publication No. 339. Tehran: Research Institute of Forests and Rangelands. 28 p. (in Persian)
- Salardini A.A.* 1995. Soil Fertility. Tehran: The University of Tehran Press. 428 p. (in Persian)
- Salehi A.* 2009. Livelihood Dependency and Management on Semiarid Oak forests (the case of southern Zagros, Iran). PhD Thesis. Uppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Science. No. 33. P. 21.
- Schneider L.C., Pontius R.G.* 2001. Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA // *Agricultural Ecosystems and Environment*. No. 85. P. 83-94.
- Shrestha G., Stahla P.D.* 2008. Carbon accumulation and storage in semi-arid sagebrush steppe: effects of long-term grazing exclusion // *Agricultural Ecosystems and Environment*. No. 125. P. 173-181.
- Singh R.S., Tripathi N., Singh S.K.* 2007. Impact of degradation on nitrogen transformation in a forest ecosystem of India // *Environmental Monitoring Assessment*. No. 125. P. 165-173.
- Stolt M.H., Baker J.C., Simpson T.W.* 1993. Soil-landscape relationships in Virginia: II. Reconstruction analysis and soil genesis // *Soil Science of American Journal*. No. 57. P. 422-428.
- Su Y.Z., Li Y.L., Cui J.Y.* 2005. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, Northern China // *Catena*. No. 59 (3). P. 267-278.
- Tate K.R., Ross D.J., Saggat S., Hedley C.B., Dando J., Singh B.K., Lambie S.M.* 2007. Methane uptake in soils from *Pinus radiata* plantations, a reverting shrub land and adjacent pastures: Effects of land use change, and soil texture, water and mineral nitrogen // *Soil Biology and Biochemistry*. No. 39. P. 1437-1449.
- Thomas G.W.* 1982. Exchangeable cations // *Methods of Soil Analysis / Eds. A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney*. Part. ASA-SSSA. Madison. P. 159-166.
- Tilman D., Fargione J., Wolff B., d'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W., Simberloff D., Swackhamer D.* 2001. Forecasting agriculturally driven environmental change // *Science*. No. 292. P. 281-284.
- UNEP 1993-94. 1997. Environmental Data Report, Cited in TERI Report No. 97/ED/52.
- Van veen J.A., Kuikman P.J.* 1990. Soil Structure aspects of decomposition of organic matter by microorganisms // *Biochemistry*. No. 11. P. 213-233.
- Wang S., Wilkes A., Zhang Z., Chang X., Lang R., Wang Y., Niu H.* 2011. Management and land use change effects on soil carbon in northern China's grasslands: a synthesis // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. No. 142. P. 329-340.
- Wang H., Guan D., Zhang R., Chen Y., Hu Y., Xiao L.* 2014. Soil aggregates and organic carbon affected by the land use change from rice paddy to vegetable field // *Ecological Engineering*. No. 70. P. 206-211.
- Wischmeier W.H., Smith B.D.* 1978. Prediction rainfall erosion losses. A Guide for Conservation Planning Agriculture // *Department of Agriculture Handbook*. No. 58. 537 p.
- Wu G.L., Du G.Z., Liu Z.H., Thirgood S.* 2009. Effect of fencing and grazing on a Kobresia-dominated meadow in the Qinghai-Tibetan Plateau // *Plant and Soil*. No. 319 (1-2). P. 115-126.
- Xiaohong Ch., Zhenghu D.* 2009. Changes in soil physical and chemical properties during reversal of desertification in Yanchi County of Ningxia Hui Autonomous region, China // *Environmental Geology*. No. 57. P. 975-985.
- Yang J., Liu J., Hu X., Li X., Wang Y., Li H.* 2013. Changes of soil organic carbon, nitrogen and phosphorus concentrations under different land uses in marshes of Sanjiang Plain // *Acta Ecologica Sinica*. No. 33. P. 332-337.
- Yousefifard M., Khademi H., Jalalian A.* 2007. Decline in soil quality as a result of land use change in Cheshmeh Ali region, Chaharmahal Bakhtiari Province // *Journal of Agriculture Science and Natural Resource*. No. 14 (1). P. 28-38. (in Persian)
- Yukse T., Kurdoglu O., Yuksek F.* 2010. The effects of land use changes and management types on surface soil properties in Kafkasor protected area in Artvin, Turkey // *Land Degradation and Development*. No. 21. P. 582-590.
- Zahedi G.H.* 1998. Relation between Vegetation and Characteristics in a Mixed Hard Wood Stand. Ghent University, Belgium: Academic Press. 319 p.
- Zhao W.Z., Xiao H.L., Liu Z.M., Li J.* 2005. Soil degradation and restoration as affected by land use change in the semiarid Bashang area, northern China // *Catena*. No. 59. P. 173-186.
- Zhao Y., Xu X., Darilek J.L., Huang B., Sun W., Shi X.* 2009. Spatial variability assessment of soil nutrients in an intense agricultural area, a case study of Rugao County in Yangtze River Delta Region China // *Environmental Geology*. No. 57. P. 1089-1102.
- Zucca C., Canu A., Previtali F.* 2010. Soil degradation by land use change in an agro pastoral area in Sardinia (Italy) // *Catena*. No. 83. P. 46-54.