ГЛАВА 9

БИОЛОГИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ И ПОЧВА

По мере роста численности населения и увеличения уровня потребления естественные экосистемы вытесняются сельскохозяйственными, энергетическими и горнодобывающими объектами, а также населенными пунктами. Неэффективное управление земельными ресурсами приводит к повсеместной потере биологического разнообразия почв и отрицательно сказывается на системах производства продуктов питания во всем мире. Экосистемы разрушаются под натиском опустынивания, потери лугопастбищных угодий, осушения болот и нарушения водных потоков; все это приводит к кризису биологического разнообразия и самым быстрым в истории темпам исчезновения видов.

При этом мы зависим от жизнеспособных почв и биологического разнообразия, обеспечивающих функционирование экосистем и поддерживающих природный капитал, основанный на продуктивных землях. Угрозы растут, а это требует принятия скоординированных и эффективных ответных мер. Чтобы обеспечить будущее планеты, в котором сохранятся жизнь и разнообразие, необходимо сочетание природоохранных мероприятий, устойчивого управления и при необходимости — восстановления.

© Джон А. Келли (John A. Kelley)/Служба охраны природных ресурсов Министерства сельского хозяйства США.

ВВЕДЕНИЕ

Термин «биологическое разнообразие» относится к общему разнообразию форм жизни — экосистем, видов и внутривидовых вариаций.[1] Критическое значение биологического разнообразия подчеркивается фактом существования Конвенции о биологическом разнообразии (КБР), подписанной в 1992 году. Но несмотря на природоохранные мероприятия, проводимые во всем мире, биологическое разнообразие выше и ниже уровня земной поверхности продолжает сокращаться, угрожая базе земельных ресурсов планеты и обеспечиваемым ею услугам для человечества. Легко можно проследить пять основных тенденций:

- **деградация почвы и ее биологического разнообразия**, ставящая под угрозу производство пищевых продуктов и другие важнейшие экосистемные услуги;
- **обезлесивание и деградация лесов**, особенно в тропиках;
- **потеря естественных лугопастбищных угодий** и их трансформация в подверженные эрозии экосистемы с низким видовым разнообразием;
- **исчезновение водно-болотных угодий**, являющееся причиной кризиса пресноводного биологического разнообразия;
- **массовое вымирание и** беспрецедентное исчезновение диких видов растений и животных.

Многие из этих пугающих тенденций в целом хорошо известны. Так, в ЦУР 15.5 говорится: «*Принять безотлагательные и серьезные меры для уменьшения темпов деградации естественной среды обитания, прекращения процесса потери биологического разнообразия, а также обеспечить к 2020 году защиту и предотвратить исчезновение видов, которым грозит такая опасность*».

Почва составляет основу всех наземных экосистем, но состояние почвы и ее биологическое разнообразие часто игнорируются при проведении экологических оценок. Поскольку почва является важнейшей составляющей земельных ресурсов, в данной работе проблемам почвы уделяется особое внимание.

1. Деградация почвы и ее биологического разнообразия

Одним из аспектов биологического разнообразия, который часто отодвигается на второй план из-за особого внимания к требуюшим защиты исчезающим видам животных, являются функциональность и безопасность почвенных экосистем. Во Всемирной хартии почв говорится: «*Почвы имеют фундаментальное значение для жизни на планете, но нагрузка на почвенные ресурсы в интересах человека приближается к критическим пределам. Дальнейшая потеря продуктивности почв будет усиливать неустойчивость цен на продукты, в результате чего миллионы людей окажутся в нищете. Этих потерь можно избежать. Продуманное управление почвами не только гарантирует стабильность сельскохозяйственного сектора, но и служит важным рычагом для регулирования климата, а также открывает возможности обеспечения экосистемных услуг*».[2]

Связанные с почвами экосистемные услуги (которые могут включать, в частности, вклад в обеспечение продовольственной безопасности, сведение к минимуму последствий изменения климата, поглощение влаги и биомассу) существенно отличаются в зависимости от типа почв, причем одни почвы позволяют получить многочисленные преимущества, а другие — крайне

ограниченные.[3] В настоящее время приблизительно одна пятая часть населения планеты живет и работает на деградированных сельскохозяйственных землях,[4] так что общины, правительства и корпорации[5] начинают осознавать крайнюю необходимость изменения подхода в пользу устойчивого управления земельными ресурсами. Поддержание или (во многих случаях) восстановление функциональности почв в экосистемах, находящихся в стрессовом состоянии, требует целенаправленных государственных мер.[6]

Функциональные почвы помогут обеспечить продовольственную безопасность, регулирование климата, качество воды и воздуха, а также широкий спектр биологического разнообразия над поверхностью земли и под ней; кроме того, они помогут предотвратить эрозию, опустынивание и оползни.[7] Термины «земля» и «почва» часто ошибочно используются как синонимы. Земля — это твердая поверхность планеты, часть которой находится под водой, а почва — это слой рыхлого материала минерального или органического происхождения непосредственно на поверхности планеты, который служит естественной средой для роста наземных растений.[8] Изменения характера землепользования влияют на состояние почв, зачастую ухудшая его.

В отчете о *Состоянии мировых почвенных ресурсов* за 2015 г.[9] представлены основные угрозы для почвы. На общемировом уровне наиболее серьезными угрозами были названы эрозия почв, потеря органического углерода и дисбалансы питательных веществ. Несколько менее серьезными были сочтены содовое и обычное засоление почв, потеря почвенного биологического разнообразия, загрязнение почв, закисление и уплотнение, а также заболачивание, коркообразование и изъятие земли из пользования.[10]

Эрозия почвы: ускоренное удаление верхнего слоя почвы в результате воздействия воды, ветра или возделывания. Оценочные темпы формирования эрозии почв на пахотных землях или землях с интенсивным выпасом скота в 100 – 1000 раз превышают естественные темпы эрозии и существенно опережают темпы почвообразования.[11] Вытекающие потери питательных веществ необходимо компенсировать внесением удобрений, что сопряжено с серьезными экономическими и экологическими издержками. К примеру, если в качестве ориентира использовать цены производителей сельскохозяйственной продукции на удобрения в США, то общемировая эрозия почв ежегодно обходится в 33 – 60

млрд. долларов США для введения азота и 77 – 140 млрд. долларов США для введения фосфора.[12]

Оценить общемировые издержки в результате эрозии почв достаточно сложно, но ученые уже предупреждают о грядущем кризисе. Вероятный диапазон общемировой водной эрозии почв составляет 20 – 30 Гт в год. Показатели ветровой эрозии являются весьма неопределенными, при этом площадь особенно уязвимых засушливых районах составляет 430 млн. га.[13] Оценки указывают на верхний предел мобилизации пыли в результате ветровой эрозии на пахотных землях, составляющий около 2 Гт в год.[14] Показатели эрозии на холмистых участках, используемых для выращивания сельскохозяйственных культур, в тропических и субтропических районах могут достигать 50 – 100 тонн на гектар в год, при этом среднемировое значение составляет 10 – 20 тонн на гектар в год. Лугопастбищные угодья не всегда оказываются более стабильными. Они, так же как и пастбища в холмистых тропических и субтропических районах, могут подвергаться эрозии в масштабах, схожих с масштабами на участках, используемых для выращивания сельскохозяйственных культур в тропических районах, особенно в случае чрезмерного выпаса. Более того, водная эрозия почв вызывает ежегодный сток 23 – 42 Мт азота и 14,6 – 26,4 Мт фосфора с сельскохозяйственных земель,[15] при этом значительная часть этого оттока загрязняет пресноводные экосистемы.

Содержание органического углерода в почве: основным фактором, влияющим на уменьшение содержания органического углерода в почве на общемировом уровне, являются изменение характера землепользования и вытекающие из этого методы управления, в частности, замена тропических лесов землями, используемыми для выращивания сельскохозяйственных культур, и (в меньшей степени) пастбищами и плантациями,[16] а также преобразование тропических лугопастбищных угодий в земли, используемые для выращивания сельскохозяйственных культур и плантации.[17] Выборочная вырубка оказывает меньшее влияние.[18] Такие изменения растительного покрова являются основным фактором, влияющим на изменение содержания органического углерода в почве с течением времени; дальнейшее воздействие оказывают температура и осадки.[19] Содержание органического углерода в почве увеличивается, если земли, которые использовались для выращивания сельскохозяйственных

культур, засаживаются лесами, вспахиваются под пар, покрываются зелеными удобрениями или трансформируются в лугопастбищные угодья.[0] Относительно долговременное поглощение органического углерода почвой наблюдается при преобразовании земель, которые ранее использовались для выращивания сельскохозяйственных культур, обратно в леса или лугопастбищные угодья в умеренном климате.[21] К другим методам поглощения углерода относятся земледелие с беспахотной обработкой почвы или неглубокой вспашкой, добавление биоугля или биогумуса (улучшение структуры почвы), а также использование многолетних культур. Содержание органического углерода в почве — это динамичный показатель, так что различные практики управления земельными ресурсами могут превратить почву как в чистый улавливатель углерода, так и в источник выброса парниковых газов.[22]

Опустынивание является основной причиной потери почвенного углерода, при этом в тропиках показатели в среднем в два раза выше, чем в регионах с умеренным климатом.[23] Методы управления земельными ресурсами, включая вспашку, являются вторым важнейшим фактором, влияющим на уменьшение содержания органического углерода в почве. Региональный анализ в Африке, Азии и некоторых частях Тихоокеанского региона показал, что сокращение периодов вспахивания земель под пар и использование несовместимых биологических добавок (например, применение навоза в качестве биотоплива или сжигание пожнивных остатков для контроля передающихся через почву болезнетворных организмов)[24] являются основными причинами уменьшения содержания органического углерода в почве. Пожары, особенно неконтролируемые, также приводят к сокращению содержания углерода и азота в почве.[25] Торфяники — это почвенные экосистемы, которые выделяют особенно большое количество углерода при осушении.[26] Во всем мире площадь осушенных торфяников, занятых под выращивание сельскохозяйственных культур и лугопастбищные угодья, составляет 250 000 км^2,[27] а под леса — 500 000 км^2.[28]

Баланс питательных веществ в почве: чистая прибыль или убыток питательных веществ в почвенной зоне, доступной корням растений. Флора и фауна почвы играют ключевую роль в определении баланса питательных веществ за счет связывания азота, подъема минералов и других процессов. Отрицательный баланс питательных веществ указывает на чистые потери и, следовательно, снижение плодородности почвы, в то время как положительный баланс питательных веществ указывает на чистую прибыль, а также на то, что одно или несколько растительных питательных веществ попадают в почвенную систему быстрее, чем удаляются. Положительный баланс питательных веществ также позволяет сделать вывод о неэффективном использовании природных ресурсов (энергии и конечных ресурсов, таких как фосфор и калий), что приводит к утечкам, способствующим изменению климата, а также к сокращению качества поверхности и ресурсов подземных вод. Что касается общемирового уровня, то баланс питательных веществ в почве для азота и фосфора является положительным на всех континентах, кроме Антарктиды, и прогнозируется, что он будет оставаться стабильным или (в худшем случае) увеличится на 50% к 2050 году.[29] На региональном и местном уровнях наблюдается противоположная ситуация, особенно в некоторых частях Африки, Азии и Южной Америки: питательные вещества присутствуют в почве в недостаточном количестве, в результате чего отрицательный баланс ограничивает рост растений.[30]

Содовое и обычное засоление почв: состояние, при котором почвы деградируют в результате избыточного количества нейтральных солей, соды или того и другого одновременно. Чрезмерное засоление почвы может нанести ущерб растениям в результате изменения их способности поглощать воду или прямого токсического воздействия. Накопление солей в почве происходит в том случае, если их впитывание из восходящих соленых подземных вод, осадков или орошения происходит быстрее их удаления из системы. К естественным причинам относятся выветривание исходного почвенного материала, вторжение соленой воды и влажное или сухое осаждение солей из океанов. Антропогенные причины включают в себя использование сильно минерализованной или натриевой поливной воды, неудовлетворительное управление солями и натрием в почвах, а также меры, позволяющие грунтовым водам подниматься близко к поверхности почвы, такие как недостаточное осушение почвы и замена глубокоукореняющейся растительности на растения с поверхностной корневой системой. Общая площадь засоленных почв составляет 955 млн. га, в то время как вторично засоленные почвы занимают примерно 77 млн. га, причем 58% из них приходится на орошаемые площади.[31] Согласно оценкам, на 20% орошаемых пахотных земель приходится снижение урожайности вследствие засоленности почвы, что приводит к экономическим потерям в размере 27,3 млрд. долл. США.[32]

Сокращение биологического разнообразия почв: множественные факторы в совокупности или по отдельности влияют непосредственно на подповерхностные экосистемы. Сокращение биологического разнообразия почв влияет не только на продуктивность, но и нарушает многочисленные функции экосистемы, включая скорость разложения, удержание питательных веществ, структурное развитие почв и кругооборот питательных веществ.[33] Эти функции необходимы для поддержания чистоты воды, контроля вредителей и патогенов, защиты продуктивности и производства продукции растениеводства, а также уменьшения последствий изменения климата. Таким образом, решение вопроса сокращения биологического разнообразия почвы является ключевым шагом в формировании здоровых земель.

Почвенные сообщества весьма разнообразны, содержат миллионы видов и несколько миллиардов индивидов в пределах одной экосистемы,[34] включая высокие уровни эндемизма.[35] Почвы содержат значительную часть мирового биологического разнообразия.[36] Безусловно, наиболее многочисленными и разнообразными группами организмов являются почвенные бактерии и грибы, которые играют жизненно важную роль в разложении органического вещества, связывают почвенные агрегаты, тем самым предотвращая эрозию, и позволяют эффективно осуществлять дренаж, аэрацию и удержание воды. Почвенная фауна также состоит из простейших организмов (амеб, жгутиковых, инфузорий), нематод (питающихся корнями, микробами или другими нематодами), клещей, вилохвосток, энхитреидов и дождевых червей. Вместе эти организмы образуют пищевые сети, которые служат движущей силой процессов экосистемы почвы, таких как кругооборот питательных веществ и связывание углерода, и являются основными элементами глобального кругооборота материи, энергии и питательных веществ.[37] Пищевые сети почв также играют ключевую роль в доставке экосистемных услуг, что помогает сохранять урожайность сельскохозяйственных культур[38] и биологическое разнообразие.[39] (см. Таблицу 9.1)

Таблица 9.1. Флора и фауна в почвах

Биота почвы	Примеры	Функции
Фауна	Земляные черви	Основные редуценты отмершего и разлагающегося органического вещества, которые питаются бактериями и грибами, что обеспечивает рециркуляцию питательных веществ Ежегодно оставляют тонны экскрементов, улучшая структуру почвы Стимулируют деятельность микробов Смешивают и агрегируют почву Увеличивают инфильтрацию Создают каналы для роста корней и среду обитания для других организмов Однако попадание чужеродных видов земляных червей из Европы и Азии в северную часть США, где некогда существовали ледники, привело к потере слоя лиственной подстилки, что ставит под угрозу будущее восстановление лесов.[40]
	Нематоды	Питаются микробами, контролируя болезни, и перерабатывают питательные вещества Способствуют рассеиванию микробов Всеядные существа или растительные паразиты, питающиеся корнями растений[41]
	Членистоногие (например, ногохвостки, жуки)	Измельчают органические вещества Стимулируют деятельность микробов Улучшают агрегацию почвы Улучшают инфильтрацию воды Уничтожают вредителей
	Простейшие	Питаясь бактериями, грибами и почвенной фауной, освобождают минеральные вещества для использования растениями и другими почвенными организмами, способствуя переработке питательных веществ Стимулируют образование боковых корней, производя аналоги ауксина[42]
Флора	Грибы	Участвуют в кругообороте питательных веществ через разложение органического материала Перераспределение питательных веществ между растениями через гифы грибов (микоризные грибы) Вносят вклад в динамику водных ресурсов Подавление болезней Улучшают агрегацию почв Разлагают органические вещества, вырабатывают органический углерод в почве и улучшают структуру почв
	Бактерии	Разрушают и потребляют органические вещества в почве Часть энергии и питательных веществ проходит через пищевую сеть почв Разлагают и разрушают пестициды и загрязняющие вещества Улучшают агрегацию почв Преобразуют азот из реактивной формы в инертную
	Актинобактерии	Разрушают неразлагаемые соединения

Загрязнение почвы: неправильное использование сельскохозяйственных удобрений, отходы горнодобывающего производства и добычи ископаемого топлива, а также других загрязняющих веществ может приводить к опасным уровнам содержания тяжелых металлов, рассеянных элементов, радионуклидов, пестицидов, удобрений, и других загрязняющих веществ.[43] Степень загрязнения почвы трудно оценить или определить количественно. В Западной Европе определено 342 000 загрязненных участков;[44] в Соединенных Штатах загрязненные площади составляют 9,3 млн. га,[45] из которых около 1400 относятся к сильно загрязненным участкам Фонда борьбы с химическим загрязнением окружающей среды.[46] Несмотря на то, что эти места крайне загрязнены, имеется ограниченная информация о землях, находящихся под воздействием рассредоточенных источников загрязнения, таких как выброс металлургическими предприятиями тяжелых металлов в виде аэрозолей. Тем не менее, эти участки могут представлять значительную долю земельных ресурсов во многих странах. Как правило, избыток удобрений и пестицидов является серьезной проблемой во многих сельскохозяйственных районах.

Закисление почвы: естественный, долгосрочный процесс, заключающий в себе выщелачивание основных катионов из почвы, который может быть ускорен рациональной организацией сельского хозяйства (например, использованием удобрений, содержащих аммоний, непрерывным сбором азотфиксирующих культур), кислотным осаждением из ископаемого топлива и шахтного дренажа. В природе кислые почвы особенно часто встречаются в районах древних почв или влажного климата. До 30% непокрытых льдом земель (около 4000 млн. га) содержат кислые почвы (pH ниже 5,5),[47] а половина потенциально пахотнопригодных земель в мире является кислой.[48] Закисление почв ограничивает доступность питательных веществ для растений, что может приводить к повышению уровня токсичности растворимого алюминия и марганца, а также препятствует связыванию азота в бобовых. Устранение этой угрозы влечет за собой экономические и экологические издержки, связанные с применением извести, гипса и других основных материалов, снижающих уровни кислотности.

© Давид Лебех (David Lebech)

Согласно недавней оценке, выделение углерода сельскохозяйственными землями за всю историю человечества составило 50 – 70 Гт.

Уплотнение почвы резко снижает долгосрочную продуктивность, что сказывается на растениеводстве, увеличивает поверхностный сток и водную эрозию, а иногда и усугубляет воздействие ветровой эрозии.[49] Уплотнение грунта, вызываемое интенсивным движением и вспашкой,[50] является одной из наиболее долговечных форм деградации структуры почвы, последствия которой могут проявляться десятилетиями или даже столетиями.[51] Основной причиной уплотнения почвы является увеличение массы и частоты использования транспортных средств,[52] хотя чрезмерное вытаптывание почвы скотом также может быть одним из факторов.[53] Уплотнение подавляет рост полезных почвенных микроорганизмов,[54] сокращает среду обитания микроскопических беспозвоночных,[55] уменьшает доступ к питательным веществам[56] и может привести к выделению метана.[57] Длительная ограниченная или противоэрозионная обработка почвы — один из способов, который может свести к минимуму эту угрозу.[58]

Запечатывание почвы: быстрая урбанизация и нехватка планомерного землепользования могут привести к запечатыванию почвы[59] — более или менее постоянному закупориванию поверхности почвы бетоном, асфальтом и прочими непроницаемыми покрытиями. Наряду с прямой потерей сельскохозяйственных земель, запечатывание почв снижает способность общей площади поглощать воду, вследствие чего городские районы более подвержены участившимся наводнениям. Эти вопросы более подробно рассматриваются в Главе 11.

Почвы, используемые в сельском хозяйстве («одомашненные почвы»), являются сильно измененными формами своих некультивированных предшественников, зачастую утратившими многие первоначальные свойства, в том числе большую долю углерода и других питательных веществ. Согласно недавней оценке, выброс углерода из мировых сельскохозяйственных земель за всю историю человечества составил 50 – 70 Гт.[60]

2. Обезлесение и вырождение лесов

Цель устойчивого развития 15.2 гласит: «*содействовать осуществлению принципа устойчивого пользования всеми видами лесов, остановить обезлесение, восстанавливать деградировавшие леса и увеличивать во всем мире масштабы облесения и лесовосстановления*».

Воздействия ниже поверхности земли отражают и находятся под влиянием стремительных преобразований на поверхности. Некоторые самые драматические изменения происходят в лесах. Обезлесение началось в доисторический период, ускорилось во времена европейской колониальной экспансии[61] и продолжается по сей день. В наиболее умеренных районах, достигнув исторического минимума, площадь лесов вновь растет,[62] однако это нивелируется потерями в тропиках.[63] Множество тропических лесов, которые подвергались обезлесению несколько десятилетий назад,[64] теперь фактически исчезли. Несмотря на то, что скорость общего обезлесения замедляется, площадь тропических лесов в 2010 – 2015 гг. с каждым годом сокращалась на 5,5 млн. га;[65]другие виды лесов стали жертвой деградации или чрезмерного выпаса скота, превратились в кустарниковые земли или преобразованы в плантации. До 70% мировых лесов подвержены риску дальнейшего вырождения.[67]

До 70% мировых лесов подвержены риску дальнейшего вырождения.

Ожидается, что чистое сокращение площади лесов продолжится в течение нескольких десятилетий. В приведенной таблице одиннадцати зон обезлесения (см. Таблицу 9.2) показано, где в период с 2015 по 2030 год ожидается максимальное постоянное сокращение площади лесов или серьезная деградация, если основываться на текущих процессах,, не предполагая вмешательства.[68] Исчезновение лесов оказывает серьезное воздействие на земельные ресурсы, особенно если леса произрастают на торфе, где обезлесение грозит выбросами большого количества углерода, или в засушливых районах, где исчезновение деревьев приводит к быстрой эрозии почв.

Темпы нарушения естественного состояния лесов еще более высоки. В 2003 году 40 – 45% лесов умеренной и бореальной зон были классифицированы как «ненарушенные человеком» (т. е. оставались нетронутыми в течение не менее 200 лет). Более 90% из них находились в России и Канаде, меньшие площади — в Соединенных Штатах, Австралии (где с тех пор произошли значительные вырубки), в странах Северной Европы, Японии и Новой Зеландии. В остальной части Европы нетронутая доля лесов равна нулю или составляет менее одного процента, что ставит европейские леса умеренной зоны в ряд наиболее уязвимых экосистем.[79]

Таблица 9.2. Зоны обезлесения

Зоны обезлесения	Прогнозируемое сокращение (млн. га) к 2030 году
Амазонка	23 – 48
Чоко-Дарьен	3
Серрадо	11
Атлантический лес/ Гран-Чако	~10
Бассейн р. Конго	12
Прибрежные леса Восточной Африки	12
Борнео	21,5
Суматра	5
Новая Гвинея	7
Большой Меконг	15 – 30
Австралия	6
Итого по 11 зонам обезлесения	**136,5 – 176,5**

3. Потеря естественных лугов

На естественные и полуестественные луга в значительной степени оказывала влияние деятельность человека, в ходе которой лугопастбищные угодья как разрушались, так и создавались, при этом состав и модели восстановления радикально менялись. Подобное влияние характеризуется изменением частоты и интенсивности пожаров;[80] типами и интенсивностью выпаса скота;[81] привнесением видов трав из других регионов;[82] применением агрохимикатов;[83] привнесением чужеродных видов растений и животных;[84] и загрязнением воздуха.[85] Вырубка естественных лесов часто приводит к созданию новых лугопастбищных угодий.[86] И наоборот, лугопастбищные угодья разрушаются для выращивания сои, масличной пальмы,[87] хлопка,[88] древесной массы[89] и биотоплива.[90] Значительные изменения лугопастбищных угодий происходят в Латинской Америке,[91] Северной Америке,[92] Африке,[93] Азии,[94] Океании,[95], а их остатков — в Европе.[96]В то время как некоторые из этих изменений заняли тысячелетия, дав экосистемам возможность в некоторой степени адаптироваться, в наше время темпы изменений во многих странах мира растут. Кризис глобального состояния почвы тесно связан с организацией естественных и полуестественных лугопастбищных хозяйств мира.

По сравнению с лесами и другими экосистемами, об экологическом состоянии лугопастбищных угодий известно относительно мало. Предпринимались попытки различить естественные и неестественные луга[97] и составить карту их распределения,[98] установить критерии для лугопастбищных угодий высокой природоохранной ценности[99] и определить богатые биологическим разнообразием лугопастбищные угодья в Латинской Америке.[100] Но эти попытки так и не переросли в исследования глобального масштабе.[101] Представление о состоянии лугопастбищных угодий является неполным в мировом масштабе, однако указывает на значительные потери.

Блок 9.1. Вырубка сухих лесов в Южной Америке

Гран-Чако — самый большой сухой лес в Южной Америке площадью 100 миллионов гектаров[69] с высоким уровнем биологического разнообразия, расположенный на территории Аргентины, Парагвая, Боливии и Бразилии.[7071] В 2000 – 2012 гг. тропическим лесам Чако на территории Аргентины, Парагвая и Боливии был нанесен рекордный урон[72] — в августе 2013 года вырубалось 1973 га *в день*.[73] В 2010 – 2012 гг. было вырублено 823 868 га, из которых три четверти приходилось на Парагвай.[74] В Аргентине за 30 лет было вырублено 1,2 – 1,4 млн. га леса (85% общего государственного объема), причем темпы обезлесения растут.[75] По мере того, как усиливался контроль за вырубкой остатков Атлантического леса, масштабы вырубки в Гран-Чако возросли, а сопротивление общественности жестко подавлялось.[76] В Боливии вырубка лесов достигла 16 000 га в год в 1980-х годах и 120 000 гектаров в год в 1990-х, причем 80% леса были значительно фрагментированы к 1998 году;[77] уничтожение также затронуло заповедные зоны.[78]

Анализ, проведенный в 2000 году, показал, что 49% лугопастбищных угодий находятся в состоянии легкой и средней деградации и еще 5% сильно деградированы.[102] Лугопастбищные угодья умеренных зон являются наиболее изменяемой экосистемой суши,[103] из которых лишь 4,5% находятся в охраняемых зонах.[104] Рациональное использование лесов может представлять угрозу для лугопастбищных угодий,[105] пример тому — Бразилия, где добровольный мораторий на выращивание сои в Амазонии увеличил нагрузку на ресурсы саванны Серрадо.[106]

Множество экосистем лугопастбищных угодий изменяются под воздействием животноводства.[107] В 2000 году лугопастбищные угодья покрывали 40% всей поверхности земли,[108] из них 18 – 23% поверхности суши, за исключением Антарктики, использовались в качестве пастбищ для домашнего скота.[109] Более недавняя оценка показала, что под выпас скота отведено 26% свободных от льда земель, а для выращивания кормов дополнительно используется 33% пахотных земель.[110]

Несмотря на эти изменения, естественные и полуестественные лугопастбищные угодья продолжают иметь важную экологическую ценность. Рационально организованные лугопастбищные угодья могут поддерживать высокий уровень биоразнообразия.[111] Управленческая практика влияет на биологическое разнообразие,[112] но также может использоваться для его поддержки при отсутствии естественных травоядных.[113]

4. Исчезающие водно-болотные угодья

В то время как разрушаются озера и водно-болотные угодья, происходит также трансформация рек и изменение направления их течения. Регулированию и/или отведению подвержена почти половина мирового речного стока[125] и в настоящее время планируется строительство еще 3700 плотин по всему миру, что, несомненно, затронет многие остающиеся заповедными реки.[126] Плотины уменьшают движение осадков вниз по течению, нанося ущерб прибрежному рыболовству и препятствуя миграции рыбы. К примеру, некоторые виды сомов преодолевают расстояние в 6000 км, переплывая из Атлантики в районы нереста в верховьях Амазонки,[127] но этой уникальной миграции угрожают планы строительства плотин на некоторых крупных реках.[128] В 2003 году рыбный промысел на р. Амазонке оценивался в 389 млн. долл. США в год.[129]

Пресноводные водоемы покрывают менее одного процента поверхности Земли, но содержат не менее 100 000 из 1,8 миллиона описанных видов.[114] Однако площади водно-болотных угодий стремительно сокращаются.[115] Несмотря на усилия по их сохранению (например, в рамках Рамсарской конвенции),[116] с 1900 года было утрачено 64 – 71% мировых водно-болотных угодий[117,118] включая потери биологическго разнообразия и природных ресурсов,[119] и эти утраты возрастают.[120] Причинами сокращения и деградации водно-болотных угодий являются осушение, высыхание в результате отводов потока вверх по течению, загрязнение и седиментация, воздействие чужеродных инвазивных видов, чрезмерный промысел, изменение климата и изменения режима течения.[121]

Цель устойчивого развития 6.6 ставит задачу «*защиты и восстановления связанных с водными ресурсами экосистем, в том числе гор, лесов, водно-болотных угодий, рек, водоносных горизонтов и озер*».

Существует также небольшое, но значительное изменение этих тенденций, связанное с выводом из эксплуатации некоторых плотин вследствие заиливания водохранилищ, аварийного состояния или потери практической значимости. В Соединенных Штатах уже были демонтированы сотни плотин.[130] Бремя изменения

© Мило Митчелл (Milo Mitchell)/МИИТП

Блок 9.2. Исчезновение пресноводных видов в Восточном Средиземноморье[122]

Восточное Средиземноморье обеспечивает ресурсами 4,4% населения мира, несмотря на то, что содержит лишь 1,1% возобновляемых водных ресурсов.[121] Использование воды, в основном для орошения, привело к быстрому истощению грунтовых вод.[122] В то время как строительство плотин изменяет потоки, сельскохозяйственное и бытовое загрязнение среды создает дополнительные проблемы. Кроме того, изменение климата приводит к повышению среднегодовых температур. Уменьшение потоков воды привело к полной потере некоторых водных объектов (например, озера Амик в Турции и оазиса Азрак в Иордании) и сезонному высыханию когда-то постоянных рек (например, река Квейк в Турции и Сирии). Девятнадцать процентов пресноводных видов находятся под угрозой исчезновения, в том числе 58% эндемичных пресноводных видов. Шесть видов рыб уже вымерли, а еще 18 (семь рыб и одиннадцать моллюсков) классифицируются МСОП как «виды, находящиеся на грани исчезновения, возможно вымершие». Отсутствие данных из многих стран может привести к недооценке потерь.

Блок 9.3. Биологическое разнообразие Амазонии

Амазония является мозаикой различных видов растительности и областью крупнейшего в мире водораздела. Тропический вечнозеленый лес покрывает около 80% территории региона и включает в себя также заливные и лиственные леса, лесные болота и находящиеся под угрозой исчезновения амазонские саванны.[148] Почти 7% лесных земель были обращены в пахотные угодья.[149] Бассейн Амазонки характеризуется сезонными половодьями, достигающими в максимуме 15 метров и создающими обширные пространства заливных лесов.[150] Лишь часть биологического разнообразия Амазонки известна науке: было описано только 2 – 10% насекомых,[151] около 6000 – 8000 видов рыб по большей части остаются неизвестными,[152] а с 1999 года было описано 2200 новых видов растений и животных. Амазонские речные дельфины (*Inia geoffrensis*) являются основным индикатором общего состояния окружающей среды. Считающиеся конкурентами в борьбе за рыбные запасы во многих частях речной системы, они активно преследуются и тоже становятся жертвами «прилова», запутываясь в рыболовных сетях.[153] Другие угрозы включают в себя строительство плотин гидроэлектростанций, загрязнение и сокращение рыбных ресурсов. Защита дельфинов часто затрудняется отсутствием понимания их предпочтительных мест обитания и маршрутов перемещения.[154]

климата и интересы в области охраны окружающей среды в совокупности побуждают правительства к восстановлению естественной гидрологии и систем заводнения.[131]

5. Массовое вымирание

За последние полвека человеческая жизнедеятельность преобразовала экосистемы быстрее, чем за любой другой период истории. Это повлекло за собой такое явление как «массовое вымирание», которое, согласно самым консервативным прогнозам на следующее столетие, происходит в сотни раз быстрее, чем можно было ожидать в естественных условиях,[132] хотя скорость и масштаб вымирания в будущем трудно предсказать.[133] Экологи опасаются, что изменение характера землепользования приобрело такие масштабы, что наземное биологическое разнообразие вытеснено за пределы возможностей планеты, сигнализируя продолжительный упадок,[134] хотя другие утверждают, что пороги безопасности остаются неопределенными.[135] Даже там, где виды не вымерли, зачастую происходит резкое уменьшение популяций: одно исследование показало, что с 1970 года произошло уменьшение числа видов в среднем на 38%,[136] и пресноводных видов — до 81%.[137] Доля видов, находящихся под угрозой исчезновения, колеблется от 13% для птиц и до 63% для саговников (древняя группа семенных растений), причем степень угрозы продолжает расти.[138] Сокращение биологического разнообразия приводит к снижению общей функциональности экосистемы и количества природных ресурсов.[139] Подобные механизмы еще до конца не изучены,[140] но, вероятно, с течением времени их эффекты будет возрастать,[141] влияя на продуктивность земель аналогично влиянию, обусловленному изменением климата.[142]

За последние полвека человеческая жизнедеятельность преобразовала экосистемы быстрее, чем за любой другой период истории.

Снижение видов отражается и в значительной степени обусловливается более обширным упадком естественных экосистем,[143] деградация которых уже превышает 60%.[144] Хотя большая часть потерь приходится на доисторический и исторический периоды,[145] темпы потерь и деградации сохраняются и зачастую ускоряются. Одна десятая часть оставшихся в мире районов нетронутой природы (3,3 млн. га) исчезла за последние двадцать лет, в основном в Амазонии и Центральной Африке.[146] Задача КБР «значительно снизить» темпы сокращения биологического разнообразия к 2010 году не выполнена. Несмотря на глобальные усилия по сохранению, сокращение биологического разнообразия продолжается и даже ускоряется.[147]

© Джорджина Смит (Georgina Smith)/CIAT.

РЕШЕНИЕ ПРОБЛЕМ ДЕГРАДАЦИИ БИОЛОГИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ И ПОЧВ

Существуют веские причины — как практические, так и этические — положить конец процессу вымирания, разрушающему в настоящее время мировое биологическое разнообразие и подрывающему нормальное состояние и продуктивность земель. Сквозь призму управления земельными ресурсами, в долгосрочной перспективе это означает обеспечение выживания значительных площадей естественных экосистем, поддержку дикорастущих растений и видов животных в управляемых районах, а также восстановление и защиту почвенных экосистем.

Вопрос заключается не в том, какие меры следует применят: все они являются необходимыми: многие экосистемы уже настолько сильно деградировали, что для восстановления хотя части функций и ценностей необходимы активные меры.

Три элемента имеют решающее значение для сохранения биологического разнообразия и почв:

- **Защита** с помощью охраняемых природных зон и других официальных и неофициальных механизмов
- **Управление**, которое способствует здоровому функционированию экосистем
- **Восстановление** естественных и полуестественных экосистем после деградации

Эти три подхода необходимо интегрировать в согласованную стратегию управления в широких масштабах, которую часто называют *ландшафтным подходом*.[155]

1. Защита

Нагрузка на земельные ресурсы во многих частях мира настолько значительна, что представляется невозможным сохранить оставшиеся естественные экосистемы без решительных мер регулирования, управления, а зачастую и принятия правовых решений. Существует растущее мнение, что не менее половины общей поверхности земли должно оставаться в более или менее естественном состоянии, чтобы обеспечить существование жизненно важных природных ресурсов и биологического разнообразия, лежащего в их основе.[156] Более того, эта половина планеты должна включать в себя достаточное разнообразие видов экосистем — недостаточно охранять только пустыни, высокие горы и прочие земли с низким потенциалом эксплуатации.

Одним из эффективных способов сохранения естественных ландшафтов является официальные или неофициальные охраняемые зоны.

Эффективным способом охраны природных ландшафтов являются официальные или неофициальные охраняемые зоны: пространства суши и воды, отведенные под резерваты биологического разнообразия и экосистемных услуг, а иногда и для сохранения культурных ландшафтов, легко уязвимых человеческих сообществ, объектов духовного наследия и зон отдыха. Всемирная комиссия МСОП по охраняемым районам (ВКОР) характеризует их как *четко определенное географическое пространство, признанное, получившее статус и управляемое с помощью предусмотренных законом или других эффективных средств в целях долговременной охраны природы при наличии соответствующих экосистемных услуг и культурных ценностей*.[157] Охраняемые районы значительно различаются по подходам к управлению. ВКОР выделяет шесть категорий по цели управления: от строго охраняемых заповедников до ландшафтных и морских заповедников с некоторыми охранными функциями.[158]

Охраняемые районы могут стать краеугольным камнем национальных и региональных природоохранных стратегий. Они выполняют роль заповедных зон для видов и экологических процессов, которые не могут выжить в интенсивно управляемых наземных и морских ландшафтах, и обеспечивают пространство для естественной эволюции и возрождения окружающей среды. Люди, живущие как поблизости, так и вдали от этих зон, извлекают выгоду из генетического потенциала диких видов и экологических услуг естественных экосистем — таких, как места активного отдыха или прибежище для традиционных и легко уязвимых сообществ. Передовые охраняемые районы так же важны для национального наследия, как например, собор Парижской Богоматери или Тадж-Махал.

Около 15% земной суши и внутренних вод по всему миру признаны охраняемыми зонами,[164] территория которых превышает площадь Южной и Центральной Америки. Более половины этих территорий признаны с 1970 года; это уникальный пример того, как правительства и другие заинтересованные стороны сознательно меняют подходы к управлению наземными и морскими ландшафтами в столь значительном масштабе. Эти территории дополняются охраняемыми районами, которые не включены в официальный Перечень охраняемых районов Организации Объединенных Наций, но создаются местными сообществами, коренными народами, частными лицами, некоммерческими фондами, религиозными группами и корпорациями; некоторые из них, как например, территории коренных народов Амазонии, могут быть чрезвычайно большими. Они подчиняются разным видам управления, таким как различные формы государственного управления, совместное управление несколькими заинтересованными сторонами, частное управление, а также управление коренными народами и местными общинами.

В охраняемых зонах эффективно сохраняется биоразнообразие,[165] но только при условии правильной обеспеченности ресурсами и управления ими; множеству зон наносится значительный ущерб в результате незаконного использования,[166] отмены государственной поддержки[167] и изменения климата.[168] В то же время все чаще признается их более широкая общественная и культурная значимость.[169] Роль некоторых менее формальных подходов к сохранению природных ресурсов считается важной, но до сих пор не выражена количественно.[170]

Наряду с территориями, бесспорно признанными охраняемыми районами, существует множество других территориально определенных районов, более или менее огражденных от разработки: территории коренных народов; контролируемые общинами естественные лугопастбищные угодья, используемые для малоинтенсивного выпаса; городские водораздельные участки; прибрежные охраняемые районы; учебно-тренировочные полигоны; крутые склоны, непригодные

© Международный центр агролесничества

для ведения сельского или лесного хозяйства, и т. д. В последнее время предпринимались попытки определить и описать подобные районы, так называемые *другие эффективные зонально привязанные охранные меры (OECM),*[171] так как они были официально признаны КБР в 2010 году.[172]

2. Управление

Устойчивые подходы к управлению земельными ресурсами имеют своей целью сохранение многочисленных ценностей, включая биологическое разнообразие, в пределах управляемого ландшафта. Эти подходы ориентированы на более широкий набор экосистемных услуг, которые обеспечиваются благодаря здоровым и плодородным почвам. Сознательное управление биологическим разнообразием может также привести к созданию среды обитания для определенной части диких видов без ущерба или загрязнения соседних естественных зон обитания и без угрозы их целостности в дальнейшем. За некоторым исключением,[173] управляемые площади сельскохозяйственных угодий не могут поддерживать весь спектр биологического разнообразия и экосистемных услуг, отсюда и возникает необходимость в сохранении естественных экосистем. Баланс между сохранением и устойчивым управлением — охрана земли в отличие от распределения земли — обсуждался экологами в течение многих лет; на практике следует использовать оба подхода.[174]

Многие элементы устойчивого землепользования описаны в других главах этой книги. С точки зрения биологического разнообразия и здоровья почв они подразделяются на шесть основных категорий.

1. Недопущение расчистки новых участков с естественной или важной полуестественной растительностью.
2. Защита почвенных экосистем с целью повышения производительности и уменьшения деградации.
3. Поддержание зон естественной среды обитания в управляемых районах, включая биологические коридоры и мосты для поддержания взаимосвязи ландшафтов.
4. Обеспечение того, чтобы любое использование возобновляемых природных ресурсов (рыбные ресурсы,

Блок 9.4. Охраняемые районы — древняя концепция

Охраняемые районы не являются современной концепцией. Они существовали на протяжении тысячелетий, хотя ранние охраняемые районы имели скорее прагматические или рекреационные цели, чем заведомо охранный характер в силу своей неотъемлемой ценности. Одним из примеров являются священные места,[159] охраняемые коренными общинами, "запретные" зоны в Тихом океане, закрытые для общинного пользования ресурсами,[160] заповедные пастбища *хима* на Аравийском полуострове, поддерживающие пастбищные и экосистемные услуги,[161] а также охотничьи угодья, отведенные в пользование правящим классам.[162] Области естественных или полуестественных зон обитания охраняемые определенными религиозными группами также зачастую имеют высокую природную ценность.[163]

Блок 9.5. Рациональное использование почв

Управление услугами экосистемы почвы является важной частью управления земельными ресурсами. Ограниченное повреждение почв и повышение содержания органических веществ могут способствовать укреплению здоровья почвы, так же как использование улучшенных сортов сельскохозяйственных культур (например, разновидностей глубокорневых растений)[177] покровных культур,[178] сменяется ротацией севооборота[179] и, в некоторых случаях, беспахотной обработкой почвы.[180]

Подходы к уменьшению почвенной эрозии варьируется от инженерно-технических мер, таких как террасирование, строительство отстойников[181] и улучшение водных путей до мер с использованием растительности, таких как агролесничество, контурные полосы и покровные культуры.[182] Беспахотное земледелие может коренным образом улучшить физические свойства верхнего плодородного слоя почвы.[183] Меры по уменьшению ветровой эрозии включают в себя использование засухоустойчивых видов, ротацию пастбищ и ветрозащитную посадку растений в сочетании с методами беспахотной обработки и обработки почв с сохранением стерни.[184]

Приостановка деградации почв и накопление почвенного органического вещества также помогает уменьшить последствия изменения климата путем поглощения почвой углерода и в то же время повысить устойчивость сельскохозяйственных систем.[185] Повышенное содержание органического углерода в сельскохозяйственных почвах как правило приводит к увеличению урожайности, особенно в районах с низким и переменным количеством атмосферных осадков.[186]

Засоление почвы лучше всего предотвращается использованием высококачественной поливной воды и обеспечения надлежащего дренажа за счет использования дренажных труб и/или дренажных канав; также может потребоваться периодическое применение гипса. Предотвращение уплотнения почвы требует специфичного управления, поскольку восстановление может занять много десятилетий. Длительная ограниченная или противоэрозионная обработка почвы считается эффективным подходом во многих регионах мира.[187]

Мероприятия по охране почвенных ресурсов зачастую занимают продолжительное время. Будучи крайне важными для здоровья почвы в долгосрочной перспективе, эти меры часто не приносят сразу ощутимой пользы для фермеров; это применимо как к системам с интенсивной механизацией, так и к мелким фермерским хозяйствам в развивающихся странах. По этой причине у фермеров нет прямых стимулов к проведению почвозащитных мероприятий, особенно когда они не обладают правами на владение землей, а следовательно, необходимы более сильные стимулы.[188]

побочная продукция леса или пастбищные угодья) не превышало устойчивых уровней.

5. Уменьшение влияния экономического развития на земли, включая воздействия вне промышленной площадки, такие как загрязнение и повреждение почв.
6. Уменьшение общей области влияния землепользования, в том числе использование энергии и других ресурсов, с целью снижения воздействия на биологическое разнообразие в других частях мира.

Существует множество способов поощрения и поддержки таких действий, начиная с правовых и нормативных инструментов и заканчивая материальными стимулами (включая отмену порочных субсидий), схемами добровольной сертификации,[175] схемами критериев и индикаторов,[176] руководствами по наилучшему управлению и практическими правилами. Распространение знаний и опыта, а также наращивание потенциала необходимы для того, чтобы помочь фермерам и другим землепользователям адаптировать и расширить более устойчивые подходы к уходу за почвой; эта поддержка должна быть последовательной и устойчивой в долгосрочной перспективе.

Устойчивое управление земельными ресурсами, которому уделено основное внимание в данном «Всемирном обзоре» и которое является одним из приоритетов Конвенции Организации Объединенных Наций по борьбе с опустыниванием (КБООН), должно охватывать все аспекты землепользования. За последние несколько десятилетий были предприняты значительные усилия с участием таких исполнителей, как индивидуальные управляющие земельными участками и активисты гражданского общества, так и международные научно-исследовательские центры и политические структуры:

- **устойчивое управление водными ресурсами**,[189] или комплексное управление водными ресурсами (КУВР), в совокупности с новыми инициативами, такими как Альянс по рациональному использованию водных ресурсов и международной координации в рамках Рамсарской конвенции о водно-болотных угодьях и Глобального водного партнерства,[190]
- **экологически рациональное ведение лесного хозяйства**[191] с реализацией многочисленных процессов, множеством систем добровольной сертификации, практическими правилами и руководствами в рамках ООН, начиная с ФАО и Форума ООН по лесам,[192]
- **рациональное пастбищное животноводство**,[193] стремящееся создавать рентабельные скотоводческие сообщества в рамках Всемирной инициативы по рациональному пастбищному скотоводству (WISP),[194]
- **агролесничество**,[195] через содействие таких структур, как Международный исследовательский центр в области лесного хозяйства и Международный центр научных исследований в области агролесничества[196].

Объединение этих и подобных иминициатив в единую глобальную программу действий является следующим важным шагом для выполнения Задач в области устойчивого развития до 2030 года.

3. Восстановление

Экологическое восстановление необходимо в тех случаях, когда деградировавшая экосистема не способна восстановиться самостоятельно, что определяется как «*процесс содействия восстановлению деградировавшей, поврежденной или разрушенной экосистемы*».[197] Основная задача состоит в том, чтобы восстановленные экологические процессы и функции оставались устойчивыми и сохраняли способность адаптироваться к изменениям, а также обеспечить важные экосистемные услуги. Восстановление повышает устойчивость и улучшает состояние почвы, качество поверхностных и грунтовых вод, а также среды обитания и биологического разнообразия. Это повышает стабильность микро- и глобального климата, а также обеспечивает удобства, культурные и рекреационные блага для человека.[198] Комплексные ландшафтные подходы к восстановлению земельных и водных ресурсов предоставляют возможности для более широкого освоения путем уменьшения компромиссов и использования взаимосвязей между производством продовольствия, лесоматериалов и водоснабжением, сохранением биологического разнообразия, предоставлением других экосистемных услуг и снижением уровня бедности.[199]

Восстановление деградированных земель также улучшает процесс предоставления многих других экосистемных услуг за счет сохранения и улучшения состояния природных богатств.[200] Экологическое восстановление также может принести экономические выгоды.[201] Согласно одной из недавно проведенных оценок, восстановление экосистем лугопастбищных угодий может обеспечить соотношение издержек и прибыли до 35:1, если учесть денежную стоимость процесса предоставления дополнительных экосистемных услуг.[202] Кроме того, выгоды от занятости населения и повышения эффективности восстановления являются важной частью национальной экономики. Например, сектор экологического восстановления в США обеспечивает напрямую около 126 000 рабочих мест и годовой оборот в размере 9,5 млрд. долл. США, и косвенно 95 000 рабочих мест и годовой оборот в 15 млрд. долл. США.[203]

Многие экосистемы уже находятся на том этапе, когда выживаемость видов в длительной перспективе и функционирование экосистем находятся под угрозой и требуются срочные меры по восстановлению.[204] Например, некоторые наиболее важные лесные экорегионы мира утратили не менее 85% лесов, а в некоторых осталось всего 1 – 2% леса.[205]

Как правило, экологическое восстановление не является попыткой возродить существовавшую прежде экосистему. Всестороннее изменение экосистемы в сочетании с быстрыми глобальными изменениями, вероятно, приведет к появлению новых и гибридных экосистем, особенно в тех ландшафтах, которые подверглись более интенсивной деградации и, следовательно, менее устойчивы к быстрым изменениям.[206] Как следствие, попытка восстановить ландшафты до первоначального состояния может не принести результата;[207] кроме того, соответствующая эталонная экосистема, которая служила бы моделью для восстановления, может отсутствовать.

При восстановлении следует учитывать тенденции в развитии климата, землепользования, демографические и социально-экономические изменения, а также изменения ареала видов. Например, семена для восстановления следует отобрать из видов, подходящих для моделируемого климата восстанавливаемой зоны, в сочетании с семенами местного происхождения.[208] Восстановление следует проводить с учетом многочисленных функций ландшафтов[209] с тем, чтобы удовлетворять потребности экосистем и ландшафтов в предоставлении многочисленных экосистемных услуг,[210] в том числе широкого спектра культурных и социальных ценностей.[211] Более того, успешность программ по экологическому восстановлению, как например, восстановление 300 000 гектаров массивов акаций и миомбо в регионе Шинянга в Танзании, обеспечивается не столько техническими знаниями и опытом, сколько сложным составом участников, стратегией поддержки и вопросами, связанными с гендерной политикой, традиционными знаниями и институтами, а также участием общественности.[212] Каждый случай уникален и не существует единой модели успеха.

В южноафриканских системах животноводства восстановление многообразных лугопастбищных угодий природоохранной ценности принесло фермерским хозяйствам долгосрочную выгоду за счет увеличения урожайности сена.[213] Кроме того, потенциальная экономическая отдача от других экосистемных услуг в

Блок 9.6. Восстановление основных лесов в Южной Корее

Тридцать пять лет назад ВВП Южной Кореи не отличался от ВВП Кении или Танзании. В настоящее время уровень средней заработной платы в стране примерно равен австралийскому. В течение жизни одного поколения Южная Корея заняла место среди самых богатых стран мира. Одной из причин этого успеха стали массовые усилия по восстановлению окружающей среды. Во время Второй мировой войны и последовавшей гражданской войны страна пережила разрушительную деградацию окружающей среды, характеризуемую экологическим кризисом; большинство лесов исчезло в результате конфликта и сбора топливной древесины. С тех пор правительство Кореи осуществляет одну из самых впечатляющих в истории программ восстановления лесов,[221] насаждая леса на площади в 2,8 млн. га и увеличив прирост леса в 12 раз,[222] таким образом большая часть страны теперь покрыта приспевающими лесами. В Корее создана система охраняемых районов, занимающая площадь в 16 000 кв. км., которая чрезвычайно популярна главным образом среди урбанизированного общества; в 2007 году только национальные парки посетили 38 миллионов человек, 99% из которых были внутренними туристами.[223]

восстановленной зоне превышала отдачу от интенсивного выпаса в соотношении 7:1.[214]

Одной из видимых особенностей многих ландшафтов является отказ от менее продуктивных и малоплодородных сельскохозяйственных угодий. Низкопродуктивные, малоплодородные сельскохозяйственные угодья, занимающие предположительно 60% мировых пахотных земель,[216] характеризуются низким применением агрохимикатов, низким уровнем механизации и высокой зависимостью от ручного труда. Причинами отказа от этих земель являются старение и сокращение сельского населения, механизация, удаленность от рынков и повсеместное повышение производительности сельского хозяйства. В Европе сельское население сократилось на 17% с 1961 года, а в некоторых горных сельских районах Средиземноморья убыль населения превысила 50%.[217]

Один из возможных вариантов заключается в том, чтобы позволить этим заброшенным землям «одичать», пассивно содействуя естественному возобновлению лесов и других естественных мест обитания, постепенно уменьшая человеческий контроль и влияние.[218] Подобный отказ применяется не только в богатых странах: на более чем 360 000 кв. км заброшенных земель в Латинской Америке и странах Карибского бассейна были естественным образом восстановлены леса в 2001 – 2010 гг.[219] Однако идея возрождения дикой природы имеет оппонентов.

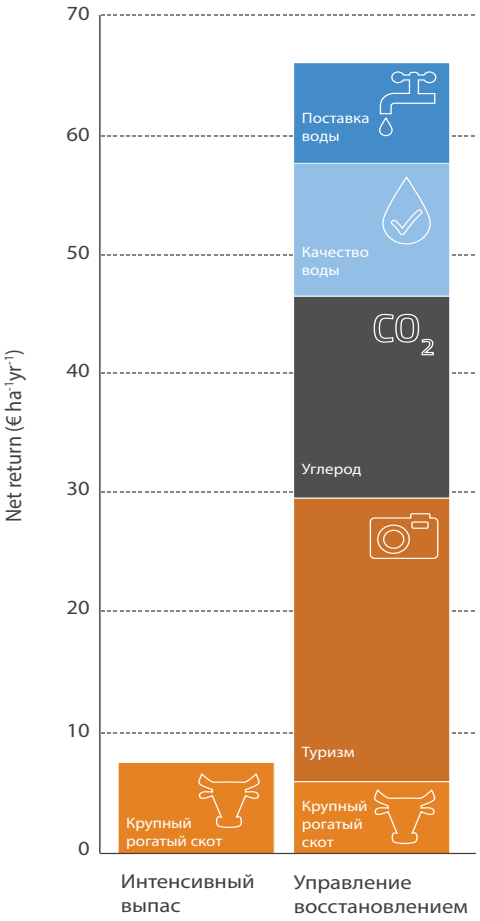

Рисунок 9.1. Восстановление пастбищ в Южной Африке. Взято из [214]

Например, европейские сельскохозяйственные ландшафты имеют важную культурную и историческую ценность,[220] и идея возвращения к естественным ландшафтам вызывает иногда сопротивление, отчасти в связи с возможным ростом популяций крупных хищников. Сбалансированный подход к ландшафтному планированию, включающий в себя восстановленные естественные земли в составе многофункциональных сельскохозяйственных ландшафтов, обеспечивает множество экосистемных услуг и скорее может получить общественную поддержку.

ВЫВОДЫ. ЛАНДШАФТНЫЕ ПОДХОДЫ

Три элемента (сохранение, устойчивое управление и восстановление) являются неотъемлемыми частями единой согласованной инфраструктуры управления, общеизвестной в качестве ландшафтного подхода, который определяется как: *концептуальная основа, в соответствии с которой участвующие в восстановлении ландшафта стороны стремятся сочетать конкурирующие социальные, экономические и экологические задачи.*[224]

Для работы в относительно больших масштабах, при которых неизбежен конфликт интересов, ландшафтный подход по сути предполагает согласование мнений между различными заинтересованными сторонами. Чтобы не допустить преобладания узких и личностных интересов при сохранении биологического разнообразия и защиты ряда экосистемных услуг, требуется принятие долгосрочных обязательств, активное и местное руководство, четкая стратегия и руководство, а также обеспечение надлежащего финансирования путем выделения грантов, государственных средств и частных инвестиций.

Блок 9.7. Элементы и катализаторы ландшафтного подхода[225]

1. Заинтересованные стороны объединяются для ведения диалога и совместных действий в рамках работы многосторонней платформы.
2. Они систематически обмениваются информацией и обсуждают подходы с целью формирования общего понимания условий, проблем и возможностей ландшафта.
3. Это позволяет осуществлять совместное руководство и планирование для разработки согласованного долгосрочного и системного плана действий.
4. Затем, заинтересованные стороны тщательно реализуют план выполнения коллективных обязательств.
5. Кроме того, заинтересованные стороны проводят мониторинг адаптивного управления и отчетности, который включается в последующие раунды диалога, обмена знаниями и разработки новых планов совместных действий.
6. Достижение успеха стимулируется правильным управлением, долгосрочным планированием и доступом к адекватным и рациональным финансам и рынкам, которые представлены в третьей части настоящего «Обзора».

© Джуэл Чакма (Jewel Chakma)

Библиография

1 Wilson, E.O. (ed.) 1988. Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC.

2 FAO. 2015. Revised World Soil Charter. Retrieved from http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/GSP/docs/ITPS_Pillars/annexVII_WSC.pdf, accessed May 10, 2017.

3 FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. FAO and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome.

4 Barbier, E. and Hochard, J. 2016. Does land degradation increase poverty in developing countries? PLoS ONE **11**: 12–15.

5 Davies, J. 2017. The business case for soil. Nature **543**: 309-311.

6 The World Bank. 2012. Carbon Sequestration in Agricultural Soils. Washington, DC.

7 Smith, P., Cotrufo, M.F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P.J., et al. 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. SOIL **1**: 665-685.

8 Definition of soil from glossary of the Soil Science Society of America: https://www.soils.org/publications/soils-glossary/ accessed April 12, 2017.

9 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

10 Orgiazzi, A., Bardgett, R.D., Barrios, E., Behan-Pelletier, V., Briones, M.J.I., et al (eds.). 2016. Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

11 Montgomery, D. 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences **104**: 13268-13272.

12 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

13 Ravi, S., D'Odorico, P., Breshears, D.D., Field, J.P., Goudie, A.S., et al. 2011. Aeolian processes and the biosphere. Reviews of Geophysics, **449** (3): RG 3001.

14 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

15 Ibid.

16 Don, A., Schumacher, J., and Freibauer, A. 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. Global Change Biology **17**: 1658-1670.

17 Guo, L.B. and Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta-analysis. Global Change Biology **8** (4): 345-360.

18 Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T.A., Oliveira Cruz Aragão, L.E., et al. 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. Global Environmental Change **20**: 3713-3726.

19 Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., et al. 2015. Global soil organic carbon assessment. Global Food Security **6**: 9-16.

20 Don, A., Schumacher, J., and Freibauer, A. 2011. Op. cit.

21 Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., et al. 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—Carbon response functions as a model approach. Global Change Biology **17**: 2415-2427.

22 Ibid.

23 West, P.C., Gibbs, H.K., Monfreda, C., Wagner, J., Barford, C.C., et al. 2010. Trading carbon for food: Global comparison of carbon stocks vs. crop yields on agricultural land. Proceedings of the National Academy of Sciences **107**: 19645-19648.

24 Bailey, K.L. and Lazarovits, G. 2003. Suppressing soil-borne diseases with residue management and organic amendments. Soil and Tillage Research **72** (2): 169-180.

25 Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W., and Curtis, P.S. 2011. Fire effects on temperate forest soil C and N storage. Ecological Applications **21**:1189-1201.

26 Hooijer, A., Page, S., Canadell, J.G., Silvius, M., Kwadijk, J., et al. 2010. Current and future CO_2 emissions from drained peatlands in Southeast Asia. Biogeosciences **7**: 1505-1514.

27 Tubiello, F.N., Biancalani, R., Salvatore, M., Rossi, S., and Conchedda, G. 2016. A worldwide assessment of greenhouse gas emissions from drained organic soils. Sustainability **8**: 371.

28 Joosten, H. 2010. The Global Peatland CO_2 Picture. Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. Wetlands International.

29 Bouwman, L., Goldewijk, K.K., Van Der Hoek, K.W., Beusen, A.H.W., Van Vuuren, D.P., et al. 2013. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-1950 period. Proceedings of the National Academy of Sciences **110**: 20882-20887.

30 Tan, Z.X., Lal, R., and Wiebe, K. D. 2005. Global soil nutrient depletion and yield reduction. Journal of Sustainable Agriculture **26**, 123-146.

31 Metternicht, G.I. and Zinck, J.A. 2003. Remote sensing of soil salinity: Potentials and constraints. Remote Sensing of Environment **85**: 1-20.

32 Qadir, M., Quillerou, E., Nangia, V., Murtaza, G., Singh, M., et al. 2014. Economics of salt-induced land degradation and restoration. Natural Resources Forum **28**: 282-295.

33 Wagg, C., Bender, S.F., Widmer, F., and van der Heijden, M.G.A. 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. Proceedings of the National Academy of Sciences **11** (14): 5266-5270.

34 Bardgett, R.D. and van der Putten, W.H. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. Nature **515**: 505-511.

35 Orgiazzi, A., Bardgett, R.D., Barrios, E., Behan-Pelletier, V., Briones, M.J.I., et al. (eds.) 2016. Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

36 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

37 Wolters, V., Silver, W., Coleman, D.C., Lavelle, P., Van der Putten, W.H., et al. 2000. Global change effects on above- and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: Interactions and implications for ecosystem functioning. Bioscience, **50**: 1089-1098.

38 Brussaard, L., de Ruiter, P.C., and Brown, G.G. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. Agriculture, Ecosystems and Environment **121**: 233-244.

39 Hooper, D.U., Dangerfield, J.M., Brussaard, L., Wall, D.H., Wardle, D.A., et al. 2000. Interactions between above and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems, patterns, mechanisms, and feedbacks. Bioscience **50**: 1049-1061.

43 Pierzynski, G.M., Sims, J.T., and Vance, G.F. 2005. Soils and Environmental Quality, Third Edition. Taylor and Francis, Boca Raton, FL, USA.

44 Joint Research Center. 2014. Progress in the management of contaminated sites in Europe. Reference report by the Joint Research Centre of the European Commission.

45 Office of Land and Emergency Management. 2014. Protection and Restoring Land, Making a visible difference in communities, OSWER FY14 End of Year Accomplishments Report, Executive Summary.

46 United States Environmental Protection Agency. 2016. https://www.epa.gov/superfund, accessed May 10, 2017.

47 von Uexküll, H.R. and Mutert, E. 1995. Global extent, development and economic impact of acid soils. Plant and Soil **171**: 1-15.

48 Kochian, L.V., Piñeros, M.A., Liu, J., and Magalhaes, J.V. 2015. Plant adaptation to acid soils: The molecular basis for crop aluminum resistance. Annual Review of Plant Biology **66**: 571-598.

49 Hartge, K.H., and Horn, R. 2016. Essential Soil Physics. Schweizerbart Science Publ. ISBN: 978-3-510-65339-3

50 Verbist, K., Cornelis, W. M., Schiettecatte, W., Oltenfreiter, G., Van Meirvenne, M., & Gabriels, D. 2007. The influence of a compacted plow sole on saturation excess runoff. Soil and Tillage Research, **96**: 292-302.

51 Horn, R. 2011. Management effects on soil properties and functions. 447-455. In: Glinski, J., Horabik, J., and Lipiec, J. (eds.) Encyclopedia of Agrophysics. Springer Verlag, Dordrecht.

52 Riggert, R., Fleige, F., Kietz, B., Gaertig, T., and Horn, R. 2016. Stress distribution under forestry machinery and consequences for soil stability. Soil Science Society of America Journal **80** (1): 38-47.

53 Krümmelbein, J., Horn, R., and Pagliai, M. 2013. Soil degradation. Advances in Geoecology **42**. ISBN: 978-3-923381-59-3.

54 Dörner, J. and Horn, R. 2006. Anisotropy of pore functions in structured stagnicluvisols in the weichselian moraine region in Northern Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science **169**: 213-220.

55 Beylich, A., Oberholzer, H.R., Schrader, S., Höpper, H., and Wilke, B.M. 2010. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. Soil and Tillage Research **109** (2): 133-143.

56 Duttmann, R., Schwanebeck, M., Nolde, M., and Horn, R. 2014. Predicting soil compaction risks related to field traffic during silage maize harvest. Soil Science Society of America Journal **78** (2): 408-421.

57 Haas, C., Holthusen, D., Mordhorst, A., Lipiec, J., and Horn, R. 2016. Elastic and plastic soil deformation and its influence on emission of greenhouse gases. International Agrophysics **30**: 173-184.

58 Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., and Hongwen, L. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. International Journal of Agricultural and Biological Engineering **3** (1), 1-25.

59 Darwish, T., Faour, G., and Khawlie, M. 2004. Assessing soil degradation by land use-cover change in coastal Lebanon. Lebanese Science Journal **5** (N1) 45-59.

60 Amundson, R., Berhe, A.A., Hopmans, J.W., Olson, C., Sztein, A.E, et al. 2015. Soil and human security in the 21st century. Science **348** (6235): 1261071-1261071.

61 Gadgil, M. and Guha, R. 1992. This Fissured Land: An ecological history of India. Oxford University Press. New Delhi.

62 Dudley, N., Schlaepfer, R., Jackson, W., Jeanrenaud, J.P., and Stolton, S. 2006. Forest Quality: Assessing forests at a landscape scale. Earthscan, London.

63 Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. Science **333**: 988-993.

64 Lanly, J.P. 1982. Tropical forest resource, FAO Forestry Paper No. 30. FAO, Rome.

65 Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J.V., Grainger, A., et al. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. Forest Ecology and Management **352**: 9-20.

66 Sloan, S. and Sayer, J.A. 2015. Forest Resource Assessment of 2015 shows positive trends but forest loss and degradation persist in poor tropical countries. Forest Ecology and Management **352**: 134-145.

67 Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., et al. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems, Science Advances **1** (2) e1500052.

68 Taylor, R., Dudley, N., Stolton, S., and Shapiro, A. 2015. Deforestation fronts: 11 places where most forest loss is projected between 2010 and 2030. XIV World Forestry Congress, Durban South Africa, 7-11 September 2015.

69 Ceballos, G. and Garcia, A. 1995. Conserving neotropical biodiversity: The role of dry forests in western Mexico, Conservation Biology **9** (6): 1349-1353.

70 The Nature Conservancy, Fundación Vida Silvestre Argentina, Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco and Wildife Conservation Society Bolivia. 2005. Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano / Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

71 Ibid.

72 Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, A., et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. Science **342** (6160): 850-853.

73 Information prepared by Asociación Guyra Paraguay, with support from Iniciativa Redes Chaco – AVINA, Alianza Ecosistemas and the Programa WCS-USAID ‹Ka'aguy Reta: Bosques y Desarrollo."

74 Monitoreo Ambiental del Chaco Sudamericano, Guyra Paraguay 2012; and Romero, S. 2012. Vast tracts of Paraguay forest being replaced by ranches, New York Times, March 24, 2012.

75 Gaspari, N.I. and Grau, H.R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007), Forest Ecology and Management **258**: 913-921.

76 Semino, S., Rulli, J., and Joensen, L. 2006. Paraguay Sojero: Soy expansion and its violent attack on local and indigenous communities in Paraguay: Repression and resistance. Grupo de Reflexión Rural, Argentina.

77 Steininger, M.K., Tucker, C.J., Ersts, P., Killeen, T.J., Villegas, Z., et al. 2002. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forests in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. Conservation Biology **15** (4): 856-866.

78 Killeen, T.J., Calderon, V., Soria, L., Quezada, B., Steininger, M.K., et al. 2007. Thirty years of land-cover change in Bolivia, Ambio **36** (7): 600-606.

79 Dudley, N. and Stolton, S. 2003. Biological Diversity, Tree Species Composition and Environmental Protection in Regional FRA-2000. Geneva Timber and Forest Discussion Paper 33, UNECE and FAO, Geneva.

80 Pyne, S. 1994. Maintaining focus: An introduction to anthropogenic fire. Chemosphere **29** (5): 889-911.

81 Milchunas, D.G., Sala, O.E., and Lauenroth, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. The American Naturalist **132** (1): 87-106.

82 Musil, C.F., Milton, S.J., and Davis, G.W. 2005. The threat of alien invasive grasses to lowland Cape floral diversity: An empirical appraisal of the effectiveness of practical control strategies. South African Journal of Science **101**: 337-344.

83 McLaughlin, A. and Mineau, P. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. Agriculture, Ecosystems and the Environment **55** (3): 201-212.

84 D'Antonio, C.M. and Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. Annual Review of Ecological Systematics **23**: 63-87.

85 Bobbink, R., Hornung, M., and Roelofs, J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology **86**: 717-738.

86 Hansen, M.C., Stehman, S.V., and Potapov, P.V. 2010. Quantification of global gross forest cover loss. Proceedings of the National Academy of Sciences **107** (19): 8650-8655.

87 Gilroy, J.J., Prescott, G.W., Cardenas, J.S., González del Pliego Castañeda, P., Sánchez, A., et al. 2015. Minimizing the biodiversity impact of Neotropical oil palm development. Global Change Biology **21** (4): 1531-1540.

88 International Trade Centre. 2011. Cotton and Climate Change: Impacts and Options to Mitigate and Adapt. Geneva.

89 Fahey, B. and Jackson, R. 1997. Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. Agricultural and Forest Meteorology **84**: 69-82.

90 Fargione, J.E., Cooper, T.R., Flaspohler, D.J., Hill, J., Lehman, C., et al. 2009. Bioenergy and wildlife: Threats and opportunities for grassland conservation. Bioscience **59**: 767-777.

91 Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Piñeiro, G., Jobbágy, E.G., Verón, S.R., et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia, **47**: 47-61.

92 Schrag, A.M. and Olimb, S. 2012. Threats assessment for the Northern Great Plains Ecoregion. WWF US, Bozeman, Montana.

93 Biggs, R., Simons, H., Bakkenes, M., Scholes, R.J., Eickhout, B., et al. 2008. Scenarios of biodiversity loss in southern Africa in the 21st century. Global Environmental Change **18**: 296-309.

94 Chuluun, T. and Ojima, D. 2002. Land use change and carbon cycle in arid and semi-arid lands of East and Central Asia. Science in China **45** (supplement): 48-54.

95 Williams, N.S.G., McDonnell, M.J., and Seagar, E.J. 2005. Factors influencing the loss of an endangered ecosystem in an urbanising landscape: A case study of native grasslands from Melbourne, Australia. Landscape and Urban Planning **7**: 35-49.

96 Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., et al. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. Journal of Environmental Management **91**: 22-46.

97 Faber-Langendoen, D. and Josse, C. 2010. World Grasslands and Biodiversity Patterns. NatureServe, Arlington, VA, USA.

98 Dixon, A.P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., and Loucks, C.J. 2014. Distribution mapping of world grassland types. Journal of Biogeography **41** (11): 2003-2019.

99 Brown, E., Dudley, N., Lindhe, A., Muhtaman, D.R., Stewart, C., et al. (eds.) 2013. Common guidance for the identification of High Conservation Values. HCV Resource Network, Oxford.

100 Bilenca, D. and Miñarro, F. 2004. Identifiación de Areas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil. Fundacion Silvestre, Buenis Aires, Argentina.

101 Veldman, J.W., Overbeck, G.E., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., et al. 2015. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. BioScience **65**: 1011-1018.

102 White, R.P., Murray, S., and Rohweder, M. 2000. Grassland Ecosystems, Pilot Analysis of Global Ecosystems (PAGE). World Resources Institute, Washington, DC.

103 Henwood, W.D. 2010. Towards a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. Great Plains Research **20**: 121-134.

104 Juffe-Bignoli, D., Burgess, N.D., Bingham, H., Belle, E.M.S., de Lima, M.G., et al. 2014. Protected Planet Report 2014. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

105 Veldman, J.W., Overbeck, G.E., Negreiros, D., Mahy, G. Le Stradic, S., et al. 2015. Op. cit.

106 Gibbs, H.K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D.C., et al. 2015. The soy moratorium: Supply-chain governance is needed to avoid deforestation. Science **347** (6220): 377-378.

107 McAlpine, C.A., Fearnside, P.M., Seabrook, L., and Laurance, W.F. 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. Global Environmental Change **19**: 21-33.

108 White, R.P., Murray, S., and Rohweder, M. 2000. Op. cit.

109 Blench, R. and Sommer, F. 1999. Understanding Rangeland Biodiversity. Working Paper number 121, Overseas Development Institute, London.

110 Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., et al. 2006. Livestock's Long Shadow: Environmental issues and options. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.

111 Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R.K., and Kontula, T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. Basic and Applied Ecology **6** (1): 25-33.

112 Norton, D.A., Espie, P.R., Murray, W., and Murray, J. 2006. Influence of pastoral management on plant diversity in a depleted short tussock grassland, Mackenzie Basin. New Zealand Journal of Ecology **33** (3): 335-344.

113 Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F., and Rodríguez, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. Plant Ecology **179** (1): 83-91.

114 Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., et al. 2005. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. Biological Review **81**: 162-182.

115 Strayer, D.L. and Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. Journal of the North American Benthological Society **29**: 344-358.

116 Mauerhofer, V., Kim, R.E., and Stevens, C. 2015. When implementation works: A comparison of Ramsar Convention implementation in different continents. Environmental Science and Policy **51**: 95-105.

117 Davidson, N. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Marine and Freshwater Research **65**: 934941.

118 Gardner, R.C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C.M., Galewski, T., et al. 2015. State of the World's Wetlands and their Services to People: A compilation of recent analyses. Ramsar Convention Briefing Note **7**. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

119 Green, P.A., Vörösmarty, C.J., Harrison, I., Farrell, T., Sáenz, L, et al. 2015. Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. Global Environmental Change **34**: 108-118.

120 Dixon, M.J.R., Loh, J., Davidson, N.C., Beltrame, C., Freeman, R., et al. 2016. Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. Biological Conservation **193**: 27-35.

121 Darwall, W., Smith, K., Allen, D., Seddon, M., Mc Gregor Reid, G., et al. 2008. Freshwater biodiversity – a hidden resource under threat. In: Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C., and Stuart, S.N. (eds.) The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland.

122 Smith, K.G., Barrios, V., Darwall, W.R.T., and Numa, C. (eds.) 2014. The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in the Eastern Mediterranean. IUCN, Cambridge, UK, Malaga, Spain and Gland, Switzerland.

123 Frenken, K. (ed.). 2009. Irrigation in the Middle East region in figures. AQUASTAT Survey – 2008. FAO Water Reports number 34, Rome, Italy.

124 Voss, K.A., Famiglietti, J.S., Lo, M., Linage, C., Rodell, M, et al. 2013. Groundwater depletion in the Middle East from GRACE with implications for transboundary water management in the Tigris-Euphrates-Western Iran region. Water Resources Research **49** (2):904-914. Quoted in Smith, K.G., Barrios, V., Darwall, W.R.T., and Numa, C. (eds.) 2014. Op. cit.

125 Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A.E., MacDonald, G.K., Zarfl, C, et al. 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. Environmental Research Letters **10** (1): 015001 1-15.

126 Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., and Tockner, K. 2015. A global boom in hydropower dam construction. Aquatic Sciences **77**: 161-170.

127 Barthem, R. and Goulding, M. 1997. The catfish connection: Ecology, migration and conservation of Amazon predators. Columbia University Press, New York.

128 Finer, M. and Jenkins, C.N. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. PLOS One **7** (4): 335126.

129 Almeida, O., Lorenzen, K., and McGrath, D. 2003. The commercial fishing sector in the regional economy of the Brazilian Amazon. The Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, February 11-14, 2003, Phnom Penh, Cambodia.

130 O'Connor, J.E., Duda, J.J., and Grant, G.E. 2015. 1000 dams down and counting. Science **348** (6234): 496-497.

131 Marris. E. 2011. Rambunctious Garden: Saving nature in a post-wild world. Bloomsbury USA, New York.

132 Ceballos, G., Ehrlich,P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., et al. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances **1**: 5.

133 Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abel, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., et al. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution and protection. Science **344** (6187): 987.

134 Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A., et al. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. Science **353** (6296): 288-291.

135 Oliver, T.H. 2016. How much biodiversity loss is too much? Science **353** (6296): 220-221.

136 WWF. 2016. Living Planet Report 2016. Risk and resilience in a new era. WWF International, Gland, Switzerland.

137 Collen, B., McRae, L., Deinet, S., De Palma, A., Carranza, T., et al. 2011. Predicting how populations decline to extinction. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences **366** (1577): 2577-2586.

138 Baillie, J.E.M., Griffiths, J., Turvey, S.T., Loh J., and Collen, B. 2010. Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates. Zoological Society of London, London; and Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Boehm, M., Brooks, T.M., et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. Science **330** (6010): 1503-1509.

139 Rao, M. and Larsen, T. 2010. Ecological consequences of extinction. Lessons in Conservation: 5-53.

140 Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, M.E., Power, M.E., Berger, J., et al. 2011. Trophic downgrading of Planet Earth. Science **333**: 301-306.

141 Reich, P.B., Tilman, D., Isbell, F., Mueller, K., Hobbie, S.E., et al. 2012. Impacts of biodiversity loss escalate through time as redundancy fades. Science **336**: 589-592.

142 Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., et al. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. Nature **486** (7401): 105-108.

143 Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., and Ramankutty, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. Global Ecology and Biogeography **19** (5): 589-606.

144 Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

145 Crosby, A. 1986. Ecological Imperialism: The biological expansion of Europe, 900-1900. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

146 Watson, J.E.M., Shanahan, D.F., Di Moreno, M., Allan, J., Laurance, W.F., et al. 2016. Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. Current Biology **26**: 1-6.

147 Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., et al. 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. Science **328** (5982): 1164-1168.

148 de Carvalho, W. D., & Mustin, K. 2017. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. Nature Ecology & Evolution, 1, 0100.

149 Maretti, C.C., Riveros Salcedo, J.C., Hofstede, R., Oliveira, D., Charity, S., et al. 2014. State of the Amazon: Ecological Representation in Protected Areas and Indigenous Territories. WWF Living Amazon Initiative, Brasília and Quito.

150 Macedo, M. and Castello. L. 2015. State of the Amazon: Freshwater Connectivity and Ecosystem Health. WWF Living Amazon Initiative, Brasília, Brazil.

151 Hoorn, C. and Wesselingh, F. (eds.) 2011. Amazonia, Landscape and Species Evolution: A Look into the Past, John Wiley and Sons.

152 Macedo, M. and Castello, L. 2015. Op. cit.

153 Iriarte, V. and Marmontel, M. 2013. River dolphin (Inia geoffrensis, Sotalia fluviatilis) mortality events attributed to artisanal fisheries in the Western Brazilian Amazon. Aquatic Mammals **39** (1): 116-124.

154 Gomez-Salazar, C., Trujillo, F., Portocarrero, M., and Whitehead, H. 2012. Population density estimates and conservation of river dolphins (Inia and Sotalia) in the Amazon and Orinoco river basins. Marine Mammal Science **28** (1): 1748-1762.

155 Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., Pfund, J. L., Sheil, D., et al. 2013. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. Proceedings of the National Academy of Sciences **110** (21), 8349-8356.

156 Locke, H. 2013. Nature needs half: A necessary and hopeful new agenda for protected areas. PARKS **19** (2): 13-21.

157 Dudley, N. 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, Gland, Switzerland.

158 Ibid.

159 Chatterjee, S., Gokhale, Y., Malhotra, K.C., and Srivastava, S. 2004. Sacred groves in India: An overview. Indira Gandhi Rashtriya Manav Sangrahalaya, Bhopal.

160 McMillen, H.L., Ticktin, T., Friedlander, A., Jupiter, S.D., Thaman, R., et al. 2014. Small islands, valuable insights: Systems of customary resource use and resilience to climate change in the Pacific. Ecology and Society **19** (4): 44.

161 Khalil Suleiman, M., Saleh, W., Hashemi, M., and Bhat, N.R. (eds.) 2013. Proceedings of an International Workshop: Towards an Implementation Strategy for the Human Integrated Management Approach Governance System. Kuwait Institute for Scientific Research, Kuwait City.

162 Schama, S. 1995. Landscape and Memory. HarperCollins, London.

163 Dudley, N., Bhagwat, S., Higgins-Zogib, L., Lassen, B., Verschuuren, B., et al. 2010. Conservation of biodiversity in sacred natural sites in Asia and Africa: A review of scientific literature. In: Verschuuren, B., Wild, R., McNeely, J., and Oviedo, G. (eds.) Sacred Natural Sites. Earthscan, London: pp. 19-32.

164 UNEP-WCMC and IUCN. 2016. Protected Planet Report 2016. UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge, UK and Gland, Switzerland.

165 Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I.D., Hockings, M., et al. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. Biological Conservation **161** (0): 230-238.

166 Dudley, N., Stolton, S., and Elliott, W. 2013. Wildlife crime poses unique challenges to protected areas. PARKS **19** (1): 7-12.

167 Mascia, M.B., Pailler, S., Krithivasan, R., Roschchanka, V., Burns, D., et al. 2014. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010. Biological Conservation **169**: 355-361.

168 Brooke, C. 2008. Conservation and adaptation to climate change. Conservation Biology **22**: 1471-1476.

169 Stolton, S. and Dudley, N. (eds.) 2010. Arguments for Protected Areas. Earthscan, London.

170 Shahabuddin, G. and Rao, M. 2010. Do community-conserved areas effectively conserve biological diversity? Global insights and the Indian context. Biological Conservation **143**: 2926-2936.

171 Jonas, H., Barbuto, V., Jonas, H.C., Kothari, A., and Nelson, F. 2014. New steps of change: Looking beyond protected areas to consider other effective area based conservation measures. PARKS **20** (2): 111-128.

172 Woodley, S., Bertzky, B., Crawhall, N., Dudley, N., Miranda Londoño, J., et al. 2012. Meeting Aichi Target 11: What does success look like for protected area systems? PARKS **18** (1): 23-36.

173 Plieninger, T., van der Horst, D., Schleyer, C., and Bieling, C. 2014. Sustaining ecosystem services in cultural landscapes. Ecology and Society **19** (2): 59.

174 Kremen, C. 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. Annual New York Academy of Sciences **1355** (1): 52-76.

175 Potts, J., Lynch, M., Wilkings, A., Huppé, G., Cunningham, M., et al. 2014.The State of Sustainability Initiatives Review 2014: Standards and the Green Economy. International Institute for Environment and Development, London.

176 MCPFE and UNECE/FAO. 2003. State of Europe's Forests 2003: The MCPFE Report on Sustainable Forest Management in Europe, Vienna and Geneva.

177 Kell, D. 2012. Large-scale sequestration of atmospheric carbon via plant roots in natural and agricultural ecosystems: Why and how. Philosophical Transactions of the Royal Society, B. **367**: 1589-1597.

178 Poeplau, C. and Don, A. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment **200**: 33-41.

179 Burney, J.A., Davis, S.J., and Lobell, D.B. 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. Proceedings of the National Academy of Sciences **107**: 12052-12057.

180 West, T.O. and Post, W.M. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation. Soil Science Society of America Journal, **66**: 1930-1940.

181 Pansak, W., Hilger, T.H., Dercon, G., Kongkaew, T., and Cadisch, G. 2008. Changes in the relationship between soil erosion and N loss pathways after establishing soil conservation systems in uplands of Northeast Thailand. Agriculture, Ecosystems and Environment **128** (3): 167-176.

182 Agus, F. and dan Widianto. 2004. Practical guidelines for upland soil conservation (Petunjuk praktis konservasi tanah lahan kering). Bogor, World Agroforestry Centre (ICRAF) Southeast Asia.

183 Alvarez, C.R., Taboada, M.A., Gutierrez Boem, F.H., Bono, A., Fernandez, P.L., et al. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. Soil Science Society of America Journal **73**: 1242-1250.

184 Fryrear, D.W. and Skidmore, E.L. 1985. Methods for controlling wind erosion. In: Follett, R.F. and Stewart, B.A. (eds). Soil Erosion and Crop Productivity. CABI.

185 Amanullah, Khan, S.U., Iqbal, A., and Fahad, S. 2016. Growth and productivity response of hybrid rice to application of animal manures, plant residues and phosphorus. Frontiers in Plant Sciences **7**: 1440.

186 Branca, G., Lipper, L., McCarthy, N., and Jolejole, M.C. 2013. Food security, climate change, and sustainable land management. A review. Agronomy for Sustainable Development **33**: 635-650.

187 Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., and Hongwen, L. 2010. Op. cit.

188 Hammad, A. and Børresen, T. 2006. Socioeconomic factors affecting farmers' perceptions of land degradation and stonewall terraces in central Palestine. Environmental Management **37**: 380-394.

189 GWP Technical Committee. 2004. Catalyzing Change: A handbook for developing integrated water resources management (IWRM) and water efficiency strategies. Global Water Partnership, Stockholm.

190 http://www.gwp.org/ accessed May 10, 2017.

191 Von Gadow, K., Pukkala, T., and Tomé, M. (eds.) 2000. Sustainable Forest Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.

192 https://www.un.org/esa/forests/wp-content/uploads/2016/12/UNSPF_AdvUnedited.pdf accessed May 10, 2017.

193 Dong, S., Wen, L., Liu, S., Zhang, X., Lassoie, J.P., et al. 2011. Vulnerability of worldwide pastoralism to global changes and interdisciplinary strategies for sustainable pastoralism. Ecology and Society **16** (2): 10.

194 https://www.iucn.org/theme/ecosystem-management/our-work/global-drylands-initiative/iucns-work-drylands/world-initiative

195 Nair, P.K.R. 1985. Classification of agroforestry systems. Agroforestry Systems **3**: 97-128.

196 http://www.worldagroforestry.org/ accessed May 10, 2017.

197 Society for Ecological Restoration. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tuscon.

198 Alexander, S., Aronson, J., Whaley, O., and Lamb, D. 2016. The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. Ecology and Society **21** (1): 34.

199 Estrada-Carmona, N., Hart, A.K., DeClerck, F.A.J., Harvey, C.A., and Milder, J.C. 2014. Integrated landscape management for agriculture, rural livelihoods, and ecosystem conservation: An assessment of experience from Latin America and the Caribbean. Landscape and Urban Planning **129**: 1-11.

200 Barral, M.P., Rey Benayas, J.M., Meli, P., and Maceira, N.O. 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment **202**: 223-231.

201 Blignaut, J., Aronson, J., and de Wit, M. 2014. The economics of restoration: Looking back and leaping forward. Annals of the New York Academy of Sciences **1322**: 35-47.

© Мартин Тасев

202 de Groot, R.S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., et al. 2013. Benefits of investing in ecosystem restoration. Conservation Biology **27**: 1286-1293.

203 BenDor, T., Lester, T.W., Livengood, A., Davis, A., and Yonavjak, L. 2015. Estimating the size and impact of the ecological restoration economy. PLoS ONE **10**: e0128339.

204 Aronson, J. and Alexander, S. 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. Restoration Ecology. **21** (3): 293-296.

205 Dudley, N. and Mansourian, S. 2003. Forest Landscape Restoration and WWF's Conservation Priorities. WWF International, Gland, Switzerland.

206 Hobbs, R.J., Higgs, E., and Harris, J.A. 2009. Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration. Trends in Ecology and Evolution **24**: 599-605.

207 Seabrook, L., McAlpine, C.A., and Bowen, M.E. 2011. Restore, repair or reinvent: Options for sustainable landscapes in a changing climate. Landscape and Urban Planning **100**: 407-410.

208 Breed, M.F., Stead, M.G., Ottewell, K.M., Gardner, M.G., and Lowe, A.J. 2013. Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment. Conservation Genetics **14**: 1-10.

209 Shackelford, N., Hobbs, R.J., Burgar, J.M., Erickson, T.E., Fontaine, J.B., et al. 2013. Primed for change: Developing ecological restoration for the 21st century. Restoration Ecology **21**:297-304.

210 Bullock, J.M., Pywell, R.F., and Walker, K.J. 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. Journal of Applied Ecology **44**: 6-12.

211 Petursdottir, T., Aradottir, A.L., and Benediktsson, K. 2013. An evaluation of the short-term progress of restoration combining ecological assessment and public perception. Restoration Ecology **21**: 75-85.

212 Barrow, E. 2014. 300,000 hectares restored in Shinyanga, Tanzania – but what did it really take to achieve this restoration? SAPIENS **7** (2).

213 Bullock, J.M., Pywell, R.F., and Walker, K.J. 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. Journal of Applied Ecology **44**: 6-12.

214 Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F., and Rey-Benayas, J.M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. Trends in Ecology and Evolution **26**: 541-549.

215 Ibid.

216 Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C., and Lindborg, R. 2014. Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. Frontiers in Ecology and the Environment **12**: 288-296.

217 Navarro, L.M. and Pereira, H.M. 2012. Rewilding abandoned landscapes in Europe. Ecosystems **15**: 900-912.

218 Corlett, R.T. 2016. Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world. Trends in Ecology and Evolution **31**: 453-462.

219 Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., et al. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). Biotropica **45**: 262-271.

220 Linnell, J.D.C., Kaczensky, P., Wotschikowsky, U., Lescureux, N., and Boitani, L. 2015. Framing the relationship between people and nature in the context of European conservation. Conservation Biology **29**: 978-985.

221 Eckholm, E. 1979. Planting for the future: Forestry for human needs. Worldwatch Paper 26. Worldwatch Institute, Washington, DC.

222 Convention on Biological Diversity, Korea Forest Service and Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (Germany). Undated. Lessons learned from the Republic of Korea's National Reforestation Programme. Seoul, Berlin and Montreal.

223 Korea National Parks System and IUCN. 2009. Korea's Protected Areas: Evaluating the Effectiveness of South Korea's protected areas system. Seoul and Gland, Switzerland.

224 Chatterton, P., Ledecq, T., and Dudley, N. (eds.) 2016. WWF Landscape Elements: Steps to achieving integrated landscape management. WWF, Vienna.

225 Drawing on Denier, L., Scherr, S.J., Shames, S., Chatterton, P., Hovani, L., et al. 2015. The Little Sustainable Landscapes Book. Global Canopy Programme, Oxford.