التنوع البيولوجي والتربة

يجري الاستعاضة عن النظم البيئية الطبيعية بالزراعة والطاقة والتعدين والاستيطان، مع ارتفاع أعداد السكان ومستويات الاستهلاك. يؤدي سوء إدارة الأراضي إلى فقدان التنوع البيولوجي للتربة على نطاق واسع، مما يُقوض أنظمة إنتاج الغذاء في جميع أنحاء العالم. فالنّظم البيئية تنهار تحت وطاة انقضاض إزالة الغابات، وفقدان الأراضي العشبية، وتصريف الأراضي الرطبة، وانقطاعات التدفق، وكل ذلك يؤدي إلى أزمة تنوع بيولوجي وإلى أسرع مُعدل انقراض في تاريخ الأرض.

ومع ذلك فإننا نعتمد على التربة الحية والتنوع البيولوجي الذي يدعم النظم البيئية العاملة ويدعم رأس المال الطبيعي الإنتاجي القائم على الأراضي. وتتزايد التهديدات التي تتطلب استجابة ملتزمة ومستدامة. وهناك حاجة إلى مزيج من الحماية والإدارة المستدامة، وعند الضرورة، هناك حاجة لاستعادة المسطحات الطبيعية لضمان مستقبل حي، ومتنوع للكوكب.

© John A. Kelley, Servicio de Conservación de Recursos Naturales del USDA.

المقدمة

يشير مصطلح التنوع البيولوجي إلى التنوع الكامل للحياة – النظم البيئية، والأنواع، والتفاوت فيما بين الأنواع.[1] ومما يؤكد أهميته الحاسمة وجود اتفاقية التنوع البيولوجي التي وُقّعت في عام 1992. ولكن على الرغم من الجهود العالمية للحفاظ على البيئة، فإن التنوع البيولوجي، فوق وتحت الأرض، لا يزال في تراجع، مما يُهدّد القاعدة الأساسية للأرض والخدمات التي تُقدمها للإنسانية. وهناك خمسة اتجاهات رئيسية واضحة:

- **تدهور التربة وتنوعها البيولوجي**، مما يقوض إنتاج الأغذية وخدمات النظم البيئية الهامة الأخرى
- **إزالة الغابات وتدهورها**، لا سيّما في المناطق المدارية
- **فقدان المراعي الطّبيعية** والتحول إلى النظم البيئية المعرضة للتآكل والفقيرة من حيث الأنواع
- **اختفاء الأراضي الرطبة**، مما يخلق أزمة في التنوع البيولوجي في المياه العذبة
- **والإنقراض غير المسبوق** لأنواع النباتات والحيوانات البرية

وكثير من هذه الاتجاهات المُقلقة معروفة بشكل عام. والواقع أن الهدف رقم (15-5) من التّنمية المُستدامة ينص على "*اتخاذ إجراءات عاجلة وهامة للحدّ من تدهور الموائل الطبيعية، ووقف فقدان التنوع البيولوجي، وبحلول عام 2020، حماية ومنع انقراض الأنواع المهددة بالانقراض.*"

وتُشكل التربة أساس جميع النّظم البيئية الأرضية، لكن غالباً ما يتم تجاهل حالة التربة وتنوعها البيولوجي في التّقييمات البيئية. وكجزء أساسي من موارد الأراضي، يولى هنا اهتمام خاص لقضايا التّربة.

1. تدهور التربة و تنوعها البيولوجي

وأحد جوانب التنوع البيولوجي، التي غالباً ما يطغى عليها التركيز على الأنواع الشهيرة والملونة، هي خصوبة وأمن النظام البيئي للتربة. وينص ميثاق الأراضي العالمي على أن "*التّربة من أساسيات الحياة على الأرض لكن الضغوط البشرية على موارد التربة وصلت إلى الحدود الحرجة. وسوف يحدث مزيد من التضخّم في فقدان التربة المُنتجة وتقلب أسعار المواد الغذائية، وإرسال الملايين من الناس إلى براثن الفقر لكن هذه الخسارة يمكن تجنّبها. إن الإدارة الدقيقة للتربة لا تؤمن الزراعة المُستدامة فحسب، بل تُوفّر أيضاً أداة قيمة لتنظيم المناخ وتُعتبر مساراً لحماية خدمات النظم البيئية.*"[2]

تختلف خدمات النظم البيئية من التربة، التي يمكن أن تشمل، على وجه الخصوص، المساهمة في الأمن الغذائي والتّخفيف من آثار التغيّر المُناخي والحفاظ على الماء والكتلة الحيوية، اختلافاً ملحوظاً بين أنواع التربة، حيث توفر بعض أنواع التربة العديد من الفوائد في حين توفّر أنواع أخرى القليل جداً من الفوائد.[3] ومع ذلك يعيش نحو خُمس سكان العالم حالياً ويعملون في الأراضي الزراعية المتدهورة.[4] ولقد انتبهت الآن المُجتمعات المحلية، والحكومات، والشركات[5] الى الحاجة الماسة إلى نهج

جديد للإدارة المستدامة للتربة. الحفاظ على أو استعادة خصوبة التربة في كثير من الحالات في النظم البيئية المعرّضة للضغط أو الإجهاد سيتطلّب سياسات عامة مُستهدفة.[6]

تُساعد التُربة السّليمة على ضمان الأمن الغذائي، وتنظيم المناخ، ونوعية المياه والهواء، وطيف واسع من التنوع البيولوجي فوق الأرض وتحتها؛ كما أنها تساعد على منع التعرية والتصحر والانهيارات الأرضية.[7] وغالباً ما تستخدم مصطلحات الأراضي والتربة كمُرادفات بشكل غير صحيح. الأرض هي السطح الصلب للقشرة الأرضية والذي لا يكون دائماً تحت الماء، في حين أن التربة هي مواد معدنية أو عضوية غير مُتجمّعة فوق السطح المُباشر للأرض والتي تعمل كوسيلة طبيعية لنُمو النباتات البريّة.[8] تؤثر تغيرات استخدام الأراضي على ظروف التربة التي تؤدي عادة إلى التدهور.

حدّد تقرير *حالة موارد التربة في العالم في عام 2015*[9] التهديدات الرئيسية التي تهدد التربة على الصّعيد العالمي، اعتبر تآكل التّربة وفقدان الكربون العضوي واختلالات المُغذّيات أخطر التهديدات. التي تقف خلف مُلوحة التّربة ومحتواها من الصوديوم، وفقدان التنوع البيولوجي للتربة، وتلوث التربة، والتحمّض، وضغط التربة، فضلاً عن التشبع بالمياه، وإختناق التربة، واستيعاب الأرض.[10]

تآكل التربة: الإزالة المُتسارعة للسطح العلوي من الأرض بسبب المياه والرياح والحراثة. وتُقدّر مُعدّلات تآكل التّربة في الأراضي الصالحة للزراعة أو الأراضي التي تتعرّض لرعي مكثّف بشكل كبير بمعدّل أعلى بـ 100–1000 مرة من مُعدلات التآكل الطّبيعي، وهي أعلى بكثير من مُعدلات تكوين التربة.[11] ويتعيّن استبدال خسائر المُغذيات عن طريق التسميد بتكاليف اقتصادية وبيئية كبيرة. فعلى سبيل المثال، إذا استخدمت أسعار فارم جايت للأسمدة في الولايات المُتّحدة كدليل، فإن التعرية العالمية للتربة تُكلّف سنوياً ما بين 33 و 60 مليار دولار لاستخدامات الأسمدة النيتروجينية و 77–140 مليار دولار للأسمدة الفوسفورية.[12]

إن تقدير التكاليف العالمية لإستعادة خصوبة التربة التّربة بات يُشكّل تحدياً. لكن العلماء بدأوا يحذرون من أزمة بدأت تتكشف. ويتراوح المدى المُحتمل للتآكل العالمي للتربة بواسطة المياه ما بين 20–30 غيغا طن سنوياً. معدلات تآكل الرياح غير مؤكدة إلى حد كبير حيث أن حوالي 430 مليون هكتار من الأراضي الجافة تكون عرضة للتآكل بشكل خاص.[13] وتضع التقديرات حداً أعلى لحركة الغُبار عن طريق تآكل الرياح على الأراضي الصالحة للزراعة بحوالي 2 جيغا طن سنوياً.[14] وقد تصل مُعدلات التّعرية على الأراضي الزراعية الجبلية في المناطق الاستوائية وشبه الاستوائية ما بين 50–100 طن للهكتار في السنة، بمتوسط عالمي يتراوح ما بين 10 – 20 طناً للهكتار في السنة. وليس بالضّرورة أن تكون المراعي أكثر استقراراً. وقد تتعرض المراعي في المناطق الاستوائية وشبه المدارية الجبلية للتعرية بمعدل مماثل لتلك الموجودة في الأراضي الاستوائية، لا سيّما عندما يكون هناك رعي جائر. وعلاوة على ذلك، يؤدي تآكل التربة بالمياه إلى تدفق سنوي قدره 23–42 مليون طن من النيتروجين و (14.6 – 26.4) مليون طن من الفوسفور من الأراضي الزراعية.[15] كم أنّ كثير منها يُلوث النظم البيئية للمياه العذبة.

الكربون العضوي في التربة: إن المُحرّك الرّئيسي لخسارة الكربون العضوي للتربة على الصعيد العالمي هو تغيّر استخدامات الأراضي والممارسات الإدارية التابعة لها، لا سيّما استبدال الغابات المدارية بالأراضي الزراعية، وبدرجة أقل بالمراعي والمزارع[16] وكذلك عن طريق تحويل المراعي الاستوائية إلى أراضي زراعية ومزارع.[17] مداومة ومتابعة الإنتاجية له تأثيرات أقل.[18] هذا التغيير في الغطاء الأرضي هو المحرك الرئيسي الذي يؤثر على التغير في خسارة أو فقد الكربون العضوي للتربة مع مرور الوقت، تليه درجات الحرارة وهطول الأمطار.[19] وتزداد نسبة فقد الكربون العُضوي للتربة عند تحريج الأراضي الزراعية، أو تركها بور، أو نتيجة زراعتها بالسّماد الأخضر، أو نتيجة تحويلها إلى مراعي.[20] وبالمثل، يتم إنشاء مصارف أو أحواض طويلة الأمد للكربون العُضوي في التربة من خلال تحويل الأراضي الزراعية إلى غابات أو مراعي في المناخات المعتدلة.[21]

وهناك خيارات أخرى لفصل الكربون مثل الزراعة بدون حراثة أو بالحراثة الخفيفة، أو من خلال إضافة الفحم الحيوي أو سماد ديدان الأرض (زيادة المواد غير التقليدية أو الناشزة)، أو باستخدام المحاصيل المعمرة. إن الكربون العضوي للتربة ديناميكي ويمكن للممارسات الإدارية أن تحول التربة إما إلى خزّان أو مصدر لغازات الدفيئة.[22]

وتُشكّل إزالة الغابات سبباً رئيسياً لفقدان الكربون من التربة، حيث تكون آثاره في المناطق المدارية ضعف مُتوسّط تلك الموجودة في المناطق المعتدلة.[23] وتُعتبر ممارسات إدارة الأراضي، بما في ذلك الحراثة، المُحرّك الرئيسي الثاني لفقد الكربون العُضوي للتّربة. وفي ظلّ وجود عمليات التقييم الإقليمية في أفريقيا وآسيا وأجزاء من مناطق المُحيط الهادي، وتحديد فترات إراحة قصيرة (تبوير) للأراضي و منافسة استخدام المُدخلات العُضوية (مثل استخدام روث الحيوانات كوقود، أو حرق القش أو بقايا المزروعات للسيطرة على مُسبّبات الأمراض التي تنتقل عن طريق التربة)[24] كسبب رئيسي لخفض الكربون العضوي في التربة. كما أن الحرائق، خاصةً الحرائق الهائلة، تُخفّف من كربون التربة والنيتروجين.[25] وتشكل أراضي الخث أو الجفت نظاماً بيئيا للتُربة ينبعث منه بشكل خاص كميات كبيرة من الكربون عند استنزافه؛[26] وعلى الصعيد العالمي هناك ما يقدر بـ 250000 كم^2 من الأراضي الخثّية المُستَنزفة تحت الأراضي الزراعية والمراعي[27] وأكثر من 500000 كم^2 تحت الغابات.[28]

رصيد المُغذّيات في التربة: هو صافي ما تكسبه أو تفقدُه المُغذّيات من منطقة التربة التي يمكن الوصول إليها بواسطة جذور النباتات. وتلعب النّباتات والحيوانات في التربة دوراً رئيسياً في تحديد رصيد المُغذّيات من خلال تثبيت النيتروجين، وصعود المعادن، وغيرها من العمليات. ويُشير رصيد المُغذّيات السّلبي إلى خسارة صافية، وبالتالي انخفاض خُصوبة التربة، في حين يُشير رصيد المُغذّيات الإيجابي إلى صافي المُكتسب وإلى أنّ واحداً أو أكثر من المُغذّيات النباتية يدخل في أنظمة التّربة بشكل أسرع من إزالتها. وتشير أرصدة المغذيات الإيجابية أيضاً إلى عدم كفاءة استخدام الموارد الطبيعية (الطاقة والموارد المحدودة مثل الفوسفور والبوتاسيوم)، مما يُسفر عن تسرّب يُسهم في التغيّر المناخي، ويُقلّل من نوعية موارد المياه السّطحية والجوفية. وعلى الصعيد العالمي، تكون أرصدة المغذيات في التربة بالنسبة إلى النيتروجين والفوسفور إيجابية في جميع القارات، باستثناء القارة القطبية الجنوبية، ومن المُتوقع أن تظلّ مُستقرة أو في أسوأ سيناريوهات الزيادة بنسبة تصل إلى 50 في المائة بحلول عام 2050.[29] على النّقيض من ذلك، وعلى نطاق إقليمي ومحلي، لا سيما في أجزاء من أفريقيا وآسيا وأمريكا الجنوبية، تكون مُغذّيات التّربة نادرة مع وجود أرصدة سلبية تحدّ من نمو النباتات.[30]

تملّح التربة وتركّز الصوديوم فيها: وهي حالة تتدهور فيها التربة بكميات زائدة من الأملاح المُحايدة أو من الصوديوم أو من كليهما. ويمكن أن تؤدي ملوحة التربة الزائدة إلى إلحاق الضرر بالنباتات عن طريق تغيير قُدرتها على امتصاص الماء وأحياناً عن طريق السّمية المُباشرة. وسوف تتراكم الأملاح في التربة عن طريق فتائل صاعدة من المياه الجوفية المالحة أو هطول الأمطار أو الري بأسرع مما يترشح من النظام. وتشمل الأسباب الطبيعية تعرية المواد الأصلية في التربة وتسرب المياه المالحة والترسب الجوي الرطب أو الجاف للملح من المحيطات. وتشمل الأسباب التي يتسبب فيها الإنسان استخدام مياه الري عالية الملوحة أو الصوديوم، وسوء إدارة الأملاح والصوديوم في التربة، والممارسات التي تتيح للمياه الجوفية بالارتفاع بالقرب من سطح التربة، مثل عدم كفاية تصريف التربة واستبدال النباتات عميقة الجذور لتحل محلها النباتات التي تمتلك نظام جذور ضحلة. وعلى الصعيد العالمي، يبلغ حجم التربة المتأثرة بالملوحة 955 مليون هكتار بينما تؤثر الملوحة الثانوية على نحو 77 مليون هكتار، توجد 58 في المائة منها في المناطق المروية.[31] تشير التقديرات إلى أن 20 في المائة من الأراضي الزراعية المروية عانت من انخفاض في المحاصيل ناجم عن الملح تسبب في خسارة اقتصادية قدرها 27.3 مليار دولار أمريكي.[32]

فقدان التنوع البيولوجي للتربة: تؤثر عوامل متعددة، إما بشكل منفرد أو مشترك، بشكل مباشر على النظم البيئية السطحية "من أجل" التأثير مباشرة على النظم البيئية السطحية، ولا يمثل فقدان التنوع البيولوجي للتربة مجرد مسألة تتعلق بالحفظ، ولكنه يضر بوظائف النظام البيئي المتعددة، بما في ذلك معدلات التحلل والاحتفاظ بالمغذيات وتدوير المغذيات.[33] وثمة حاجة لهذه الوظائف للحصول على المياه النظيفة ومكافحة الآفات ومسببات الأمراض وخصوبة التربة وإنتاج المحاصيل والتخفيف من آثار التغير المناخي. ولذلك، فإن معالجة الخسائر في التنوع البيولوجي للتربة يمثل خطوة أساسية في بناء التربة الصحية.

تتسم أوساط التربة بالتنوع الشديد، وتحتوي على ملايين الأنواع وعدة مليارات من الكائنات الفردية داخل نظام بيئي واحد،[34] بما في ذلك المستويات العالية من التوطن.[35] وتستضيف التربة جزءًا كبيرًا من التنوع البيولوجي الكلي في العالم.[36] وتعد أكثر المجموعات وفرة وتنوعًا من الكائنات الحية هي بكتيريا وفطريات التربة، حيث تلعب دورًا حيويًا في تحلل المواد العضوية للتربة، وتربط تجمعات التربة مع بعضها البعض لمنع التآكل والسماح بكفاءة الصرف والاحتفاظ بالماء والتهوية. وتتكون حيوانات التربة أيضًا من الأوليات (الأميبا والسوطيات، والهدبيات)، والديدان الخيطية (التي تتغذى على الجذور أو الميكروبات أو الديدان الخيطية)، والعث وقافزات الذيل وديدان الإنشتراريات وديدان الأرض. وتشكل هذه الكائنات الحية مجتمعة شبكات الغذاء التي تحرك عمليات النظم البيئية للتربة، مثل دورة المغذيات وامتصاص الكربون، وهي مكونات رئيسية في دورة المواد والطاقة والمواد الغذائية العالمية.[37] كما تلعب الشبكات الغذائية للتربة أيضًا دورًا رئيسيًا في تقديم خدمات النظم البيئية التي تساعد في الحفاظ على إنتاجية المحاصيل[38] وحفظ التنوع البيولوجي.[39] (انظر الجدول 9-1)

تلوث التربة: قد يتسبب سوء استخدام المدخلات الزراعية ومخلفات التعدين والوقود الأحفوري والملوثات الأخرى في الوصول إلى مستويات خطيرة من المعادن الثقيلة والعناصر النزرة والنوكليدات المشعة ومبيدات

الجدول 9-1: مجموعة الحيوان وحياة النباتات في التربة

أحياء التربة	أمثلة	الوظائف
مجموعة الحيوان	دود الأرض	المحلل الرئيسي للمواد العضوية الميتة والمتحللة، ويستمد التغذية من البكتيريا والفطريات مما يؤدي إلى إعادة تدوير المواد المغذية يولد أطنانًا من البراز كل عام، مما يحسن بنية التربة يحفز النشاط الميكروبي يمزج ويجمع التربة يزيد التسرب يوفر قنوات لنمو الجذور وموائل للكائنات الحية الأخرى أدى غزو أنواع دود الأرض من أوروبا وآسيا إلى شمال الولايات المتحدة (حيث توجد الكتل الجليدية) إلى فقدان طبقة الغطاء العضوي لأرضية الغابات التي تهدد الآن إعادة تجدد الغابات في المستقبل.[40]
	الديدان الأسطوانية	الاقتيات على الميكروبات والسيطرة على الأمراض وإعادة تدوير المواد المغذية المساعدة في تشتيت الميكروبات القوارت أو الطفيليات النباتية التي تتغذى على جذور النباتات[41]
	المفصليات (على سبيل المثال، نابضات الذيل، الخنافس)	تفتيت المواد العضوية تحفيز النشاط الميكروبي تعزيز تجميع التربة تحسين تصريف المياه السيطرة على الآفات
	البروتوزوا	تمعدن المغذيات عن طريق التغذي على البكتيريا والفطريات وحيوانات التربة، مما يجعل المغذيات المعدنية متاحة لاستخدام النباتات والكائنات الحية الأخرى في التربة، وبالتالي تساعد في إعادة تدوير المواد الغذائية تحفيز إنتاج الجذور الجانبية عن طريق إنتاج نظائر الأوكسين[42]
الحياة النباتية	الفطريات	دورة المغذيات من خلال تحلل المواد العضوية نقل المغذيات إلى النباتات من خلال الخيوط الفطرية (فطريات الجذور) ديناميات المياه مكافحة الأمراض تحسين تجميع التربة تحليل المادة العضوية وبناء الكربون العضوي في التربة وتحسين بنية التربة
	البكتيريا	تحليل واستهلاك المواد العضوية للتربة جزء من الطاقة والمغذيات التي تتدفق من خلال شبكة غذاء التربة تحليل وتفكيك المبيدات والملوثات تحسين تجميع التربة تغيير النيتروجين بين أشكال التفاعل وعدم التفاعل مع المواد
	أكتينوباكتيريا	تحليل المركبات المتمردة

الآفات والمغذيات النباتية والملوثات الأخرى.[43] ومن الصعب تقييم مدى تلوث التربة أو قياسه من حيث الكم. وفي أوروبا الغربية، تم تحديد 342000 موقع ملوّث[44] وتؤثر المواقع الملوثة على 9.3 مليون هكتار في الولايات المتحدة،[45] من بينها حوالي 1400 موقع شديدة التلوث تابعة لصندوق المشاريع الكبرى.[46] وفي حين تعاني هذه الأماكن من التلوث الشديد، فإن البيانات المتعلقة بالأراضي التي تتأثر بمصادر ملوثة منتشرة، مثل ترسب الهباء الجوي المعدني الثقيل من المصاهر التي تعمل عكس اتجاه الرياح، تكون أقل توافرًا ولكنها ستمثل جزءًا كبيرًا من موارد الأراضي في العديد من البلدان. وبصفة عامة، فإن المغذيات الزائدة ومبيدات الآفات تشكل مشكلة رئيسية في العديد من المناطق الزراعية.

زيادة حموضة التربة التربة: هي عملية طبيعية وطويلة الأجل تتضمن ترشح الكاتيونات القاعدية من التربة، والتي يمكن تسريعها من خلال ممارسات الإدارة الزراعية (مثل استخدام الأسمدة المحتوية على الأمونيوم والحصاد المستمر للمحاصيل المثبتة للنيتروجين) والترسب الحمضي من الوقود الأحفوري والصرف المنجمي. وتوجد التربة الحمضية الطبيعية بشكل خاص في المناطق ذات التربة القديمة أو المناخات الرطبة. وتتضمن ما يصل إلى 30 في المائة من الأراضي الخالية من الجليد تربة حمضية (درجة حموضة أقل من 5.5)، حوالي 4000 مليون هكتار،[47] ونصف التربة الصالحة للزراعة في العالم حمضية.[48] ويحد تحمض التربة من توافر المغذيات النباتية، وقد ينجم عنه مستويات سامة من الألمنيوم والمنغنيز القابلة للذوبان، ويمنع تثبيت النيتروجين في البقوليات. وتستلزم معالجة هذا التهديد تكاليف اقتصادية وبيئية مرتبطة باستخدامات الجير والجبس، وغيرها من المواد الأساسية للحد من مستويات الحموضة.

زيادة إنضغاط التربة التربة: يحد بشكل كبير من إنتاجية التربة على المدى الطويل، مما يؤثر على إنتاج

© David Lebech

يشير أحد التقديرات الحديثة إلى أن 50–70 جيغا طن من الكربون قد انبعثت من الأراضي الزراعية العالمية على مدار التاريخ البشري.

المحاصيل، ويزيد من الجريان السطحي والتعرية الناجمة عن المياه، ويزيد أحيانًا من آثار التعرية الناجمة عن الرياح.[49] ويعد انضغاط التربة التحتية، الناجم عن حركة المرور الكثيفة والحرث،[50] من بين أكثر أشكال تدهور التربة الدائمة، والتي يحتمل أن تستمر لعقود أو قرون.[51] ويرجع السبب الرئيسي وراء انضغاط التربة إلى الزيادة في وزن المركبات وتكرار استخدامها،[52] كما يمكن أن يكون الدوس المفرط من قبل الماشية أيضًا عاملاً.[53] ويمنع الانضغاط نمو الكائنات الدقيقة المفيدة للتربة،[54] ويحد من موائل اللافقاريات الدقيقة،[55] ويحد من الوصول إلى المواد الغذائية،[56] ويمكن أن يؤدي إلى انبعاث الميثان.[57] وتعد الحراثة على المدى الطويل أو حراثة الحفاظ على التربة إحدى الطرق التي يمكن أن تحد من هذا التهديد.[58]

إنضغاط التربة: يمكن أن يؤدي التوسع الحضري السريع والافتقار إلى تخطيط استخدام الأراضي إلى كتم التربة.[59] ويكون الكتم الدائم إلى حد ما لسطح التربة مع الخرسانة أو الرصيف، أو غيرها من الأسطح غير المنفذة. وإلى جانب الفقدان المباشر للأراضي الزراعية فإن كتم التربة يحد من قدرة تلك المناطق على امتصاص المياه، وبالتالي تصبح أكثر عرضة للفيضان الذي يحدث في المدن المتزايد. ويتم مناقشة هذه المسائل بمزيد من التفصيل في الفصل 11.

تعد التربة المستخدمة في الزراعة ("التربة المستصلحة") أشكالاً معدلة للغاية عن سابقاتها البرية، وفقدت في كثير من الأحيان العديد من خواصها الأصلية، بما في ذلك نسبة كبيرة من محتوى الكربون والمواد المغذية الأخرى. وتشير إحدى التقديرات الحديثة إلى أن 50–70 جيجا طن من الكربون قد انبعثت من الأراضي الزراعية العالمية على مدار التاريخ البشري.[60]

2. إزالة الغابات وتدهور الغابات

ينص هدف التنمية المستدامة 15-2 على "*تعزيز تنفيذ الإدارة المستدامة لجميع أنواع الغابات، ووقف إزالة الغابات، التوقف عن تقطيع الغابات المتدهورة وتحقيق زيادة كبيرة في نسبة زرع الغابات وإعادة زرع الغابات على الصعيد العالمي*."

وتنعكس الآثار الواقعة تحت سطح الأرض وتتأثر بالتحول السريع فوق سطح الأرض. وقد حدث بعض من أكثر تلك التغييرات تأثيرًا في الغابات. وقد حدثت إزالة الغابات منذ عصور ما قبل التاريخ، وتسارعت خلال التوسع الاستعماري الأوروبي.[61] ولا تزال مستمرة حتى اليوم. وتتوسع الغابات في معظم الأقاليم المعتدلة الآن بعد تراجع تاريخي[62] ولكن يقابل هذا خسائر في المناطق المدارية.[63]وقد اختفت بالفعل الكثير من الغابات الاستوائية التي تعرضت لعمليات إزالة قبل بضعة عقود[64] تقريبًا. وعلى الرغم من تباطؤ المعدل العام لإزالة الغابات، فقد انخفضت مساحة الغابات الاستوائية مع ذلك بمقدار 5.5 مليون هكتار سنويًا من عام 2010 إلى عام 2015؛[65] وتعرضت الأنواع الأخرى من الغابات للتدهور[66] أو للرعي الجائر، وتحولت إلى أراض شجرية أو أجمة أو تحولت إلى مزارع. وتصل نسبة الغابات العالمية المعرضة للمزيد من مخاطر التدهور إلى 70%.

وتصل نسبة الغابات المعرضة للمزيد من مخاطر التدهور إلى 70%.

من المتوقع أن يستمر صافي خسارة الغابات لعدة عقود. وتوضح مجموعة من 11 من جبهة لإزالة الغابات (انظر الجدول 9-2) أين يتوقع حدوث أكبر خسارة دائمة للغابات أو تدهور شديد بين عامي 2015 و2030 في إطار سيناريوهات العمل كالمعتاد وبدون تدخلات.[68] وتنجم عن خسارة الغابات آثار خطيرة على الأرض، لا سيما إذا كانت الغابات تنمو في أرض بيت، والتي تنطوي فيها مخاطر إزالة الغابات على انبعاث كميات كبيرة من الكربون، أو في الأراضي الجافة التي تؤدي خسارة الأشجار فيها إلى تآكل سريع للتربة.

ولا تزال معدلات الإخلال بالنظام الحرجي عالية. وقد تم تصنيف ما بين 40 و55 في المائة من الغابات المعتدلة والشمالية في عام 2003 على أنها "غابات بكر لم يلوثها البشر" (أي لم يقربها البشر منذ 200 سنة على الأقل). ويتواجد أكثر من 90 في المائة من هذه الغابات في روسيا وكندا، مع مناطق أصغر في الولايات المتحدة وأستراليا (حيث وقعت خسائر كبيرة منذ ذلك الحين)، وبلدان شمال أوروبا واليابان ونيوزيلندا. وفي باقي أوروبا، عادة ما تكون نسبة الغابات المعزولة صفر إلى أقل من واحد في المائة، مما يجعل الغابات المعتدلة الأوروبية من بين النظم البيئية الأكثر عرضة للخطر في العالم.[79]

الجدول 9-2: جبهات إزالة الغابات

إزالة الغابات	الخسارة المتوقعة بملايين الهكتارات بحلول عام 2030
الأمازون	48-23
شوكو دارين	3
سيرادو	11
الغابة الأطلسية / غران تشاكو	10~
حوض الكونغو	12
الغابة الساحلية لشرق أفريقيا	12
بورنيو	21.5
سومطرة	5
غينيا الجديدة	7
ميكونغ الكبرى	30-15
أستراليا	6
الإجمالي من 11 جبهة من جبهات إزالة الغابات	176.5-136.5

3. فقدان المراعي الطبيعية

تأثرت المراعي الطبيعية وشبه الطبيعية بشكل كبير بالإدارة البشرية التي تدمر المراعي وتخلقها في الوقت نفسه، وتغير بشكل كبير من تكوين وأنماط التجديد. وتشمل الآثار التغيرات في تكرار الحرائق وحدتها؛[80] وأنواع وكثافة الرعي؛[81] وإدخال الأعشاب غير الأصلية؛[82] واستعمال الكيماويات الزراعية؛[83] والأنواع النباتية والحيوانية الغازية؛[84] وتلوث الهواء.[85] وكثيرًا ما تؤدي إزالة الغابات الطبيعية إلى خلق مناطق مراعي جديدة.[86] وفي المقابل، يتم تدمير المراعي لإنتاج فول الصويا ونخيل الزيت[87] والقطن[88] ولب الخشب[89] والوقود الحيوي.[90] وتحدث تغيرات كبيرة في المراعي في أمريكا اللاتينية[91] وأمريكا الشمالية[92]وأفريقيا[93]وآسيا[94] وأستراليا[95] وفي باقي أوروبا.[96] وبينما حدثت بعض هذه التغييرات على مدار آلاف السنين، وأن النظم البيئية قد تكيفت إلى حد ما معها، إلا أن وتيرة التغيير تتزايد في أجزاء كثيرة من العالم. وترتبط الأزمة في سلامة التربة العالمية ارتباطًا وثيقًا بإدارة المراعي الطبيعية وشبه الطبيعية في العالم.

لا يُعرف إلا القليل نسبيًا عن الوضع البيئي للمراعي مقارنة بالغابات والنظم البيئية الأخرى. وقد جرت محاولات للتمييز بين المراعي الطبيعية وغير الطبيعية[97] ورسم خريطة لتوزيعهما[98] ووضع معايير للمراعي التي يعد حفظها قيمة كبيرة[99] وتحديد المراعي الغنية بالتنوع البيولوجي في أمريكا اللاتينية.[100] ولكن لم تتم ترجمة هذه المحاولات إلى تقييمات عالمية.[101] وتعد المعرفة بحالة المراعي غير مكتملة على النطاق العالمي، ولكنها تشير إلى خسائر فادحة.

الإطار 9-1: إزالة الغابات في الغابات الجافة في أمريكا الجنوبية

تعد غران تشاكو أكبر الغابات الجافة في أمريكا الجنوبية، حيث تغطي 100 مليون هكتار[69] في الأرجنتين وباراغواي وبوليفيا والبرازيل.[70] وتتواجد بها مستويات عالية من التنوع البيولوجي.[71] وخلال الفترة من عام 2000 إلى 2012، تعرضت منطقة تشاكو في الأرجنتين وباراغواي وبوليفيا لأعلى معدل في خسائر الغابات الاستوائية على الصعيد العالمي،[72] حيث وصل إلى 1973 هكتارًا في اليوم في أغسطس 2013.[73] وخلال الفترة من عام 2010 إلى 2012، تمت إزالة 823868 هكتارًا في هذه البلدان، وكانت ثلاثة أرباعها في باراغواي.[74] وفي الأرجنتين، تم إزالة ما بين 1.2 إلى 1.4 مليون هكتار (85 في المائة من المجموع الوطني) خلال 30 عامًا، مع تسارع معدل إزالة الغابات.[75] ومع تشديد الضوابط على قطع بقايا الغابات الأطلسية، شهدت أجزاء أخرى من البلد تزايد الضغط على غران تشاكو، مع تكبد تكاليف اجتماعية حيث تم تعرضت المقاومة للقمع في بعض الأحيان باستخدام العنف.[76] وفي بوليفيا، زاد معدل إزالة الغابات من 00016 هكتار في السنة في الثمانينات و120000 هكتار في السنة في تسعينيات القرن العشرين، حيث تم قطع ما تصل نسبته إلى 80 في المائة من الغابات بشكل كبير بحلول عام 1998؛[77] كما تأثرت المناطق المحمية بذلك.[78]

أظهر تحليل أُجري في عام 2000 أن 49 في المائة من المراعي تدهورت بشكل طفيف إلى معتدل، وأن 5 في المائة أخرى تدهورت بشدة.[102] وتعد المراعي العشبية المعتدلة أكثر النظم البيئية البرية تعرضًا للتغيير،[103] حيث توجد نسبة 4.5 في المائة فقط ضمن المناطق المحمية.[104] ويمكن أن يؤدي حفظ الغابات إلى زيادة التهديدات التي تتعرض لها المراعي،[105] كما هو الحال في البرازيل حيث يزيد االتوقف عن إزالة والتدهور للمراعى لزراعة فول الصويا في منطقة الأمازون من الضغط على سافانا سيرادو.[106]

يجري تغيير العديد من النظم البيئية للمراعي عن طريق تربية الماشية.[107] وغطت المراعي 40 في المائة من سطح الأرض على الصعيد العالمي في عام 2000[108] مع وجود الخالية من الجليد مع نسبة إضافية تبلغ 33 في المائة من الأراضي الصالحة للزراعة المستخدمة لإنتاج علف الماشية.[110]

على الرغم من هذه التغيرات، إلا أن المراعي الطبيعية وشبه الطبيعية لا تزال تحتفظ بقيم بيئية هامة، ومن الممكن أن تدعم المراعي المدارة مستويات عالية من التنوع البيولوجي؛[111] وأن تؤثر على ممارسات الإدارة على التنوع البيولوجي[112] ولكنها قد تدعم أيضًا التنوع البيولوجي في غياب الحيوانات الآكلة للعشب الطبيعية.[113]

4. اختفاء الأراضي الرطبة

في نفس الوقت الذي يجري فيه تدمير البحيرات والأراضي الرطبة، يجري أيضًا تحويل الأنهار وإعادة توجيهها، ويتأثر نحو نصف تدفق الأنهار العالمية بالفعل بتنظيم و/أو تجزئة التدفق[125] ويوجد حاليًا 7003 من السدود الأخرى المخطط لتنفيذها في جميع أنحاء العالم، مما سيؤدي دون شك إلى الإخلال بالكثير من الأنهار المأهولة المتبقية.[126] وتحد السدود من تدفق الرواسب في اتجاه المصب وتدمر مصائد الأسماك الساحلية وتعرقل هجرة الأسماك. على سبيل المثال، تسبح عدة أنواع من سمك القط على بعد 6000 كيلومتر من المحيط الأطلسي إلى مناطق التفريخ في منابع الأمازون،[127] ولكن هذه الهجرة الفريدة مهددة بمقترحات إقامة سدود على بعض الأنهار الرئيسية.[128] وقد بلغت قيمة مصائد الأمازون 389 مليون دولار في عام 2003.[129]

تغطي موائل المياه العذبة أقل من واحد في المائة من سطح الأرض، ولكنها تدعم ما لا يقل عن 100000 من أصل 1.8 مليون من الأنواع الموضحة.[114] ومع ذلك فإن الأراضي الرطبة تتراجع على نحو سريع.[115] وعلى الرغم من الجهود المبذولة للحفاظ عليها (على سبيل المثال، من خلال اتفاقية رامسار)[116] فقد تم خسارة ما بين 64-71 في المائة من الأراضي الرطبة على الصعيد العالمي منذ عام 1900،[117] [118] إلى جانب الخسارة في التنوع البيولوجي وخدمات النظم البيئية،[119] وما زالت الخسائر تتسارع.[120] وتشمل أسباب فقدان الأراضي الرطبة وتدهورها: التصريف؛ والتجفيف بسبب تحويل المنبع؛ والتلوث والترسيب؛ وتأثير الأنواع الغريبة الغازية؛ والاستغلال المفرط للأنواع؛ وتغير المناخ، والتغييرات في تدفق وسيلان النظام.[121]

© Milo Mitchell, IFPRI

الإطار 9-2: فقدان أنواع المياه العذبة في شرق البحر الأبيض المتوسط[122]

يتواجد في منطقة شرق البحر الأبيض المتوسط 4.4 في المائة من سكان العالم من البشر، ولكنها لا تحتوي إلا على 1.1 في المائة من موارده المائية المتجددة.[121] وقد أدى استخدام المياه، بغرض الري بشكل أساسي، إلى استنزاف المياه الجوفية بسرعة[122] في حين يغير بناء السدود من التدفقات، ويسبب التلوث الزراعي والمحلي المزيد من المشاكل. بالإضافة إلى ذلك، يؤدي التغير المناخي إلى زيادة في متوسط درجات الحرارة السنوية. وقد أدى انخفاض تدفقات المياه إلى الفقدان الكامل لبعض المسطحات المائية (مثل بحيرة العمق في تركيا وواحة الأزرق في الأردن) والتجفيف الموسمي للأنهار التي كانت دائمة قبل ذلك (مثل نهر قويق في تركيا وسوريا). ويوجد 19 في المائة من أنواع المياه العذبة المعرضة للخطر على المستوى العالمي، بما في ذلك 58 في المائة من أنواع المياه العذبة المستوطنة. وقد انقرضت الآن ستة أنواع، جميعها من الأسماك، وهناك 18 من الأنواع الأخرى (7 أسماك و11 من الرخويات) المصنفة على أنها "مهددة بالانقراض، وربما انقرضت" من قبل الاتحاد الدولي لحفظ الطبيعة. وقد يؤدي نقص البيانات من أماكن كثيرة إلى تقليل التقدير من قيمة الخسائر.

يهدف هدف التنمية المستدامة 6-6 إلى "*حماية وترميم النظم الإيكولوجية المتصلة بالمياه، بما في ذلك الجبال، والغابات، والأراضي الرطبة، والأنهار، ومستودعات المياه الجوفية والبحيرات.*"

يوجد كذلك تحول عكسي صغير ولكنه يتسم بالأهمية في هذه الاتجاهات، حيث يجري إخراج بعض السدود من الخدمة نظرًا لانسداد خزاناتها بالطمي، أو أصبحت غير آمنة، أو لم تعد مجدية. وقد أزيل بالفعل 100 سد في الولايات المتحدة الأمريكية.[130] وتندمج ضغوط التغير المناخي والمصالح المهتمة بالحفظ لتشجيع الحكومات على استعادة أنماط علم المياه والفيضانات الطبيعية.[131]

على مدار نصف القرن الماضي، غيرت الأنشطة البشرية النظم البيئية بسرعة تفوق أي فترة أخرى في التاريخ.

5. الانقراض الجماعي

على مدار نصف القرن الماضي، غيرت الأنشطة البشرية النظم البيئية بسرعة تفوق أي فترة أخرى في التاريخ. وقد نجم عن هذا نشاط "انقراض جماعي"، مع توقعات متحفظة بالانقراض بأكثر من مائة مرة مما هو متوقع في ظل الظروف الطبيعية على مدار القرن المقبل:[132] رغم أنه ما زال من الصعب التنبؤ بمعدل وحجم الانقراض في المستقبل.[133] ويخشى علماء البيئة أن تغير استخدام الأراضي منتشر لدرجة تدفع التنوع البيولوجي البري إلى ما وراء "حدود الكوكب" مما يشير إلى التراجع المستمر،[134] رغم أن آخرون يقولون إن الحدود القصوى الآمنة لا تزال غير مؤكدة.[135] وكثيرًا ما تناقص عدد السكان بشكل كبير، حتى في الحالات التي لم تنقرض فيها الأنواع: فقد وجدت إحدى الدراسات انخفاضًا في المتوسط بنسبة 38 في المائة في أعداد الأنواع منذ عام 1970.[136] وتصل إلى 81 في المائة للأنواع التي تتواجد في المياه العذبة.[137] وتتراوح نسبة الأنواع المهددة بالانقراض من 13 في المائة بالنسبة للطيور إلى 63 في المائة بالنسبة للسِّيكاسيات (مجموعة قديمة من النباتات البذرية)، مع استمرار تزايد مستويات التهديد.[138] ويقلل التنوع البيولوجي من أداء النظام البيئي الشامل وخدمات النظم البيئية،[139] بطرق لا تزال غير مفهومة تمامًا،[140] ولكن من المرجح أن تتراكم مع مرور الوقت[141] مع ما يترتب على ذلك من آثار على إنتاجية الأراضي تماثل تلك الآثار التي تحدث نتيجة التغير المناخي.[142]

وينعكس هذا التراجع في الأنواع، ويعود إلى حد كبير إلى تراجع أوسع في النظم البيئية الطبيعية،[143] مع تدهور أكثر من 60 في المائة منها بالفعل.[144] ورغم أن الكثير من حجم تلك الخسارة يرجع إلى عصور ما قبل التاريخ أو عصر بعيد،[145] فإن معدلات الخسارة والتدهور مستمرة وتتسارع في كثير من الأحيان. وقد اختفت عشرة من المناطق البرية المتبقية في العالم (3.3 مليون هكتار) في السنوات العشرين الماضية، لا سيما في منطقة الأمازون وأفريقيا الوسطى.[146] ووضعت الاتفاقية المتعلقة بالتنوع البيولوجي هدفًا يتمثل في "الحد بشكل كبير" من معدل فقدان التنوع البيولوجي بحلول عام 2010، ولكن لم يتحقق هذا. وعلى الرغم من جهود الحفظ العالمية، فإن فقدان التنوع البيولوجي مستمر، بل ويتسارع حتى.[147]

الإطار 9-3: التنوع البيولوجي في منطقة الأمازون

منطقة الأمازون عبارة عن فسيفساء من أنواع مختلفة من الغطاء النباتي، وهي موطن لأكبر الأحواض المائية في العالم. وتغطي الغابات المدارية دائمة الخضرة ما تصل نسبته إلى 80 في المائة من المنطقة، إلى جانب الغابات المغمورة والنفضية والمستنقعات وسافانا الأمازون المهددة بالخطر.[148] وتحول ما يقرب من 7 في المائة من مساحة المنطقة إلى زراعة.[149] وتحتوي المستجمعات المائية على مسارات للفيضانات الموسمية تبلغ ذروتها عند 15 مترًا، مما يخلق مساحات من الغابات المغمورة بالمياه.[150] ولم يتوصل العلم إلا إلى نزر يسير من التنوع البيولوجي في الأمازون: فقد تم وصف من 2 إلى 10 في المائة فقط من الحشرات،[151] ويُقدر أن هناك ما بين 6000 إلى 8000 نوع من الأسماك غير المعروفة في الغالب.[152] وقد تم وصف 2200 نوع جديد من النباتات والحيوانات منذ عام 1999. وتعد دلافين نهر الأمازون (*الدلافين الوردية*) مؤشرًا على الصحة البيئية ككل. ويتم النظر إليها على أنها منافسة على الأرصدة السمكية في أجزاء كثيرة من نظام النهر، وتتضايق بقوة، وهي أيضًا ضحية "الصيد العرضي" عندما تقع في شرك معدات الصيد.[153] وتشمل التهديدات الأخرى بناء السدود الكهرومائية والتلوث وانخفاض الأرصدة السمكية. وكثيرًا ما تعوق حماية الدلافين عدم فهم موائلها وحركاتها المفضلة.[154]

© Georgina Smith / CIAT

معالجة فقدان التنوع البيولوجي والتربة

هناك أسباب قاهرة – عملية وأخلاقية – لوقف حدوث الانقراض الذي يدمر في الوقت الراهن التنوع البيولوجي في العالم، ويقوض صحة وإنتاجية الأرض. ويعني ذلك من منظور إدارة الأراضي ضمان بقاء مناطق واسعة من النظم البيئية الطبيعية على المدى الطويل، ودعم الأنواع النباتية والحيوانية البرية في المناطق المدارة، واستعادة النظام البيئي للتربة وحمايته. وثمة حاجة إلى كل ذلك، فالأمر ليس مسألة إما/أو، فقد تدهورت الكثير من النظم البيئية بشكل سيء للغاية، ومن الضروري اتخاذ خطوات فعالة لاستعادة بعض وظائفها وقيمها على الأقل. وهناك ثلاثة عناصر شديدة الأهمية للتنوع البيولوجي والحفاظ على التربة:

- **الحماية**، من خلال المناطق المحمية وغيرها من الآليات الرسمية وغير الرسمية
- **الإدارة** التي تعزز أداء النظام البيئي الصحي
- **استعادة** النظم البيئية الطبيعية وشبه الطبيعية بعد التدهور

ينبغي إدماج مسارات العمل الثلاثة هذه في استراتيجية إدارة منسقة على نطاقات واسعة، يُشار إليها غالبًا باسم *نهج المسطحات الطبيعية*.[155]

1. الحماية

باتت الضغوطات على موارد الأراضي شديدة للغاية في أجزاء كثيرة من العالم لدرجة أنه لم يعد من الممكن الحفاظ على النظم البيئية الطبيعية المتبقية بدون سياسة وأنظمة وإدارة صارمة، وكثيرًا ما يتم اتخاذ قرارات قانونية. وتشير مجموعة واسعة من الأفكار إلى أنه ينبغي أن يظل ما نسبته 50 في المائة على الأقل من سطح الأرض على الصعيد العالمي في حالة طبيعية نوعًا ما لضمان استمرار خدمات النظم البيئية الحيوية والتنوع البيولوجي التي ترتكز عليها.[156] وعلاوة على ذلك، يحتاج نصف هذا الكوكب إلى تضمين كميات كافية من جميع النظم البيئية؛ حيث لا يكفي الحفاظ على الصحارى والجبال العالية والأراضي الأخرى ذات الإمكانيات المنخفضة للاستغلال.

تتمثل إحدى الطرق الفعالة للحفاظ على المناظر الطبيعية في المناطق المحمية الرسمية أو غير الرسمية؛ حيث تخصص مناطق من الأرض والمياه كملاجئ للتنوع البيولوجي وخدمات النظم الإيكولوجية، وفي بعض الأحيان أيضًا للحفاظ على المناظر الطبيعية الثقافية، والمجتمعات البشرية الهشة، والمواقع الروحية، ومناطق الترفيه. وتحددها اللجنة العالمية للمناطق المحمية التابعة للاتحاد الدولي لحفظ الطبيعة على النحو التالي: *مساحة جغرافية محددة بوضوح ومعترف بها ومخصصة ومدارة من خلال الوسائل القانونية أو غيرها من الوسائل الفعالة، للحفاظ طويل الأجل على الطبيعة مع خدمات النظم الإيكولوجية والقيم الثقافية المرتبطة بها*.[157] تتباين المناطق المحمية تباينًا كبيرًا في نظمها الإدارية. تحدد اللجنة العالمية للمناطق المحمية ست فئات حسب هدف الإدارة، بدءًا من المحميات البرية المحمية بدقة إلى مناطق المناظر الطبيعية أو المناظر البحرية مع بعض الوظائف الوقائية.[158]

ولعل إحدى الطرق الفعالة للحفاظ على المناظر الطبيعية هي المناطق المحمية الرسمية وغير الرسمية.

يمكن أن تكون المناطق المحمية حجر الزاوية في إستراتيجيات الحفظ الوطنية والإقليمية. فهي تعمل كملاذات للأنواع والعمليات الإيكولوجية التي لا يمكن أن تبقى على قيد الحياة في المناظر الطبيعية والمناظر البحرية التي تدار بشكل مكثف، وتوفير مساحة للتطور الطبيعي ودورات التجدد الإيكولوجي. ويستفيد الناس، القاصي منهم والداني، من الإمكانيات الجينية للأنواع البرية والخدمات البيئية للنظم الإيكولوجية الطبيعية، مثل الفرص الترفيهية والملاذ الممنوح للمجتمعات التقليدية والضعيفة. تتسم المناطق المحمية الرئيسية بالأهمية البالغة لتراث الأمة، على سبيل المثال، كاتدرائية نوتردام أو تاج محل.

ويصنف نحو 15 في المائة من مساحة الأرض والمياه الداخلية في العالم كمناطق محمية،[164] وهي منطقة أكبر من أمريكا الجنوبية والوسطى. وقد اعُترف بأكثر من نصفها منذ عام 1970؛ وهي مثال فريد من نوعه للحكومات وأصحاب المصلحة الآخرين الذين يغيرون بشكل النظم النُهج الإدارية للأراضي والمياه على نطاق واسع. يُضاف إلى المساحة الإجمالية التي تغطيها المناطق المحمية التي لم تدرج في قائمة الأمم المتحدة الرسمية للمناطق المحمية، والتي أنشأتها المجتمعات المحلية والسكان الأصليين والأفراد والصناديق الائتمانية غير الربحية والجماعات الدينية والشركات. ويمكن أن يكون بعضها كبيرًا للغاية مثل أراضي السكان الأصليين في منطقة الأمازون. وتخضع هذه المناطق لأنواع مختلفة من الحوكمة، مثل مختلف أشكال الحوكمة الحكومية، والحوكمة المشتركة بين مختلف أصحاب المصلحة، والحوكمة الخاص، وحوكمة السكان الأصليين والمجتمعات المحلية.

وتتسم المناطق المحمية بالفعالية في الحفاظ على التنوع البيولوجي[165] ولكن إذا وُفِرت لها الموارد وأديرت بصورة ملائمة؛ حيث تعاني الكثير منها من الاستخدام غير المشروع،[166] ومن تقليص الدعم الحكومي،[167] ومن التغير المناخي.[168] وفي الوقت نفسه، يزداد الاعتراف بقيمها الاجتماعية والثقافية الأوسع نطاقًا.[169] وينظر إلى دور بعض طرق الحفظ الأقل رسمية على أنها من المسائل الهامة، ولكنها ليست محددة بشكل كبير.[170]

إلى جانب الأماكن المحددة صراحة كمناطق محمية، هناك الكثير من المناطق الأخرى المحددة مكانيًا والتي كانت بمعزل تقريبًا عن التنمية مثل أراضي السكان الأصليين، والمراعي الطبيعية التي تسيطر عليها المجتمعات المحلية والتي تستخدم في الرعي البسيط ومناطق مستجمعات المياه الحضرية

© World Agroforestry Centre

المحمية، والمناطق الساحلية المحمية، ومناطق التدريب العسكري، والمنحدرات الشديدة غير الصالحة للزراعة أو الحراجة، وما إلى ذلك. مؤخرًا، كانت هناك محاولات لتحديد هذه المناطق ووصفها، والمسماة *وغيرها من تدابير الحفظ الفعالة القائمة على أساس المنطقة (منظمة دول شرق الكاريبي)* [171] منذ أن اعترفت بها رسميًا اتفاقية التنوع البيولوجي في عام 2010.[172]

الإطار 9-4: المناطق المحمية - مفهوم قديم

ليست المناطق المحمية بالمفهوم الحديث. حيث تواجدت منذ آلاف السنين، رغم أن المناطق المحمية المبكرة كانت ذات أهداف نفعية أو ترفيهية في العادة بدلاً من حماية واعية الطبيعة لقيمتها الجوهرية. وتشمل الأمثلة على ذلك مجتمعات السكان الأصليين وحراسة المواقع المقدسة،[159] ومناطق "تابو" لاستخدام الموارد المجتمعية في المحيط الهادئ،[160] *وحما* في شبه الجزيرة العربية للحفاظ على خدمات الرعي والنظام الإيكولوجي،[161] ومناطق الصيد المخصصة لصالح الطبقات الحاكمة.[162] كما أن مناطق الموائل الطبيعية أو شبه الطبيعية تحظى بحماية طويلة من قبل مجموعات دينية معينة، وغالبًا ما تكون هذه المواقع الطبيعية المقدسة ذات قيم عالية للمحافظة على البيئة.[163]

2. الإدارة

تهدف النهج المستدامة لإدارة الأراضي إلى الحفاظ على القيم المتعددة، بما في ذلك التنوع البيولوجي، داخل المناظر الطبيعية التي يتم إدارتها. وتركز هذه النُهج على مجموعة أوسع من خدمات النظام الإيكولوجي، مثل تلك التي توفرها التربة الصحية والمنتجة. يمكن أن توفر الإدارة الواعية للتنوع البيولوجي القيم الموئل لنسبة من الأنواع البرية، وتجنب الضرر أو التلوث للموائل الطبيعية المحيطة التي يمكن أن تزيد من تقليل سلامتها. مع بعض الاستثناءات الملحوظة،[173] فإن أراضي الإنتاج المدارة لن تدعم أبدًا مجموعة كاملة من التنوع البيولوجي وخدمات النظم الإيكولوجية، وبالتالي فهناك حاجة للحفاظ على النظم الإيكولوجية الطبيعية. وقد ناقش علماء البيئة لسنوات التوازن بين الحفظ والإدارة المستدامة - تجنيب الأرض مقابل تقاسم الأراضي - وهناك حاجة لكلاهما في الممارسة.[174]

يرد وصف الكثير من عناصر الإدارة المستدامة للأراضي في فصول أخرى. من منظور التنوع البيولوجي وصحة التربة، فإن هذه العناصر تقع في ست فئات رئيسية:

1. تجنب تطهير مناطق جديدة تحتوي على نباتات طبيعية أو هامة شبه طبيعية
2. حماية النظام الإيكولوجي للتربة لتحقيق أقصى قدر من الإنتاجية والحد من التدهور

الإطار 9-5: الإدارة المستدامة للتربة

تشكل إدارة خدمات النظم البيئية للتربة جزءًا حيويًا من إدارة الأراضي. ومن الممكن أن يساعد خفض اضطراب التربة وزيادة المواد العضوية في زيادة صحة التربة كما يمكن استخدام أصناف المحاصيل المحسنة (على سبيل المثال، سلالات جذور أعمق)[177] ومحاصيل التغطية[178] وإجراء تغييرات في الدورات الزراعية للمحاصيل.[179] وفي بعض الحالات نهج عدم الحراثة.[180]

تتراوح نهج التقليل من تآكل التربة من التدابير الهندسية مثل زراعة المدرجات، وبناء حفرة الرواسب،[181] وتحسين الطرق المائية، إلى التدابير النباتية مثل نهج الحراجية الزراعية، والمدرجات الكنتورية، ومحاصيل التغطية.[182] يمكن أن تحسن الزراعة دون حرث الخصائص الفيزيائية للتربة السطحية.[183] تشمل التدابير الرامية إلى الحد من التعرية الرياحية استخدام الأنواع المقاومة للجفاف والرعي الدوري ومصدات الرياح، إلى جانب تقنيات الزراعة دون حرث وحرث المواد العضوية.[184]

يساعد عكس مسار عملية تدهور التربة وتراكم المواد العضوية في التربة أيضًا في التخفيف من تغير المناخ عن طريق عزل الكربون الجوي في التربة، وفي الوقت نفسه، تحسين قدرة النظم الزراعية على التكيف.[185] تؤدي زيادة الكربون العضوي للتربة في نظم الزراعة إلى زيادة الغلة، لا سيما في المناطق ذات معدلات سقوط الأمطار المنخفضة والمتغيرة.[186]

من الأفضل تجنب تملح التربة من خلال استخدام مياه الري عالية الجودة وتوفير الصرف الكافي من خلال استخدام الصرف الصحي المغطى و/أو خنادق الصرف الصحي؛ وفي بعض الأحيان قد تكون هناك حاجة أيضًا لاستخدام الجبس. يتطلب منع رص التربة إدارة خاصة بالموقع، إذ قد تستغرق عملية الاستعادة عدة عقود. يعتبر الحرث الطويل الأجل أو الحفاظ على الحراثة نهجًا فعالاً في العديد من المناطق في جميع أنحاء العالم.[187]

تتسم عملية اعتماد إجراءات الحفظ بالبطء في كثير من الأحيان. في الوقت الذي تكون فيه هذه التدابير بالغة الأهمية بالنسبة لصحة التربة على المدى الطويل، فإنها لا توفر فوائد فورية وملموسة للمزارعين في كثير من الأحيان؛ وهذا الأمر ينطبق على كل من النظم الآلية الكثيفة وعلى زراعة صغار المزارعين في العالم النامي. لذلك لا يملك المزارعون حافزًا مباشرًا لاعتماد تدابير الحفاظ على التربة، خاصة عندما لا يملكون الأراضي ، ولذا فإن الحاجة تتطلب إغراءات أقوى.[188]

3. الحفاظ على مناطق من الموائل الطبيعية داخل المناطق المدارة، بما في ذلك الممرات البيولوجية ومقومات دعم الربط بين المناظر الطبيعية
4. التأكد من عدم تجاوز أي استخدامات للطاقة المتجددة الطبيعية والموارد، مثل الأسماك ومنتجات الغابات غير الخشبية، أو أراضي الرعي، للمستويات المستدامة
5. الحد من آثار التنمية الاقتصادية على الأراضي بما في ذلك الآثار خارج الموقع، مثل التلوث وأضرار التربة
6. الحد من الآثار الكلية لاستخدام الأراضي، بما في ذلك استخدام الطاقة والموارد الأخرى، للحد من الآثار التي تمس التنوع البيولوجي في أجزاء أخرى من العالم

هناك الكثير من الطرق التي تشجع وتدعم مثل هذه الإجراءات، بدءًا من الوسائل القانونية والتنظيمية إلى الحوافز المالية (بما في ذلك إزالة الإعانات ذات الآثار السلبية)، وخطط الاعتماد الطوعية،[175] وأنظمة المعايير والمؤشرات،[176] وتوجيهات وقواعد الممارسة المثلى. يلزم توفير خدمات الإرشاد وبناء القدرات لمساعدة المزارعين وغيرهم من مديري الأراضي في اعتماد وتوسيع نطاق النهج الأكثر استدامة لإدارة التربة؛ ويجب أن يكون هذا الدعم متماسكًا ومستدامًا على المدى الطويل.

وينبغي أن تعالج الإدارة المستدامة للأراضي، والتركيز الأساسي *لتوقعات الأراضي العالمية* هذه واتفاقية الأمم المتحدة لمكافحة التصحّر جميع جوانب استخدام الأراضي. وقد بذلت جهود ضخمة على مدى العقود القليلة الماضية، شملت جهات فاعلة تتراوح بين مديري الأراضي الفردية ونشطاء المجتمع المدني والمؤسسات البحثية والسياسات العالمية:

- **الإدارة المستدامة للمياه**،[189] أو الإدارة المتكاملة للموارد المائية، مع المبادرات الناشئة مثل تحالف إدارة المياه والتنسيق العالمي من اتفاقية رامسار بشأن الأراضي الرطبة والشراكة العالمية للمياه[190]
- **الإدارة المستدامة للغابات**،[191] مع العديد من العمليات الجارية، والعديد من خطط اعتماد الشهادات الطوعية، ومدونات الممارسة والقيادة داخل الأمم المتحدة من منظمة الأغذية والزراعة والمنتدى المعني بالغابات[192]
- **الرعي المستدام**،[193] الذي يسعى إلى بناء مجتمعات رعوية عملية مع المبادرة العالمية للرعي المستدام التي تؤدي دورًا رئيسيًا[194]
- **الحراجة الزراعية**،[195] من خلال رعاية مؤسسات مثل مركز البحوث الحرجية الدولية والمركز العالمي للحراجة الزراعية[196]

يشكل دمج هذه المبادرات وغيرها من المبادرات المماثلة في برنامج عمل عالمي متماسك خطوة حاسمة وتالية لإحراز تقدم نحو خطة التنمية المستدامة لعام 2030.

3. تجديد أو ترميم

يلزم العمل على الاستعادة الإيكولوجية عندما لا يتمكن النظام الإيكولوجي المتدهور من إصلاح نفسه: وتُعرف هذه العملية بأنها *"عملية المساعدة في استعادة النظام الإيكولوجي الذي تدهور أو تلف أو دُمر."*[197] يتمثل الهدف الرئيسي من الاستعادة في إعادة حالة العمليات والوظائف الإيكولوجية التي تتسم بالمرونة والقدرة على التكيف مع التغيير والتي تقدم خدمات هامة للنظام الإيكولوجي. كما تحسن الاستعادة من استقرار التربة وحالتها، ونوعية المياه السطحية والجوفية، وقيم الموئل والتنوع البيولوجي؛ وتعزز الاستقرار الجزئي والعالمي للمناخ، وتوفر أسباب الراحة، والمزايا الثقافية والترفيهية للناس.[198] توفر النهج المتكاملة للمناظر الطبيعية لاستعادة موارد الأراضي والمياه فرصًا للاستفادة على نطاق أوسع، عن طريق الحد من المقايضات والاستفادة من أوجه التفاعل بين إنتاج الأغذية والأخشاب وإمدادات المياه، وحفظ التنوع البيولوجي، وتوفير خدمات النظم الإيكولوجية الأخرى، والتخفيف من وطأة الفقر.[199]

ستحسن أيضًا استعادة الأراضي المتدهورة من تدفق العديد من خدمات النظم الإيكولوجية الأخرى عن طريق الحفاظ على حالة الثروات الطبيعية وتحسينها.[200] يمكن أن توفر الاستعادة الإيكولوجية أيضًا منافع اقتصادية،[201] حيث تشير التقديرات الحديثة أن استعادة النظم الإيكولوجية للمراعي يمكن أن توفر نسبة فوائد إلى تكاليف تصل إلى 35: 1 إذا ما أخذت في الاعتبار القيمة النقدية لتدفق خدمات النظام الإيكولوجي الإضافية المقدمة.[202] بالإضافة إلى ذلك، فإن استحقاقات العمالة وآثار تحسين عمليات الاستعادة هي جزء قيم من الاقتصادات الوطنية. فعلى سبيل المثال، يولّد قطاع الاستعادة الإيكولوجي في الولايات المتحدة الأمريكية نحو 126 ألف وظيفة و 9.5 مليار دولار تقريبًا في النفقات السنوية، و95 ألف وظيفة إضافية و 15 مليار دولار من النفقات السنوية بشكل غير مباشر.[203]

فالكثير من النظم الإيكولوجية تمر بالفعل بمرحلة يتعرض فيها بقاء الأنواع وأداء النظم الإيكولوجية على المدى الطويل للخطر، ويلزم إجراء عمليات الاستعادة بصورة ملحة.[204] فعلى سبيل المثال، فقدت مجموعة من أهم المناطق البيئية الحرجية في العالم ما لا يقل عن 85 في المائة من غاباتها، وتبقى أحيانًا ما لا يزيد عن 1–2 في المائة منها.[205]

ولا تعد الاستعادة في العموم مسألة متعلقة بإعادة إنشاء نظام بيئي تاريخي معروف جيدًا. من المرجح أن يؤدي التعديل الواسع للنظام الإيكولوجي، مقترنًا بالتغير العالمي السريع، إلى ظهور النظم الإيكولوجية الجديدة والهجينة، لا سيما في المناظر الطبيعية التي شهدت درجات أكبر من التدهور، وبالتالي فهي أقل قدرة على التكيف مع التغير السريع.[206] ونتيجة لذلك، قد يكون من غير الواقعي محاولة استعادة المناظر الطبيعية إلى حالة منشودة كانت عليها ما قبل الاضطراب؛[207] علاوةً على ذلك، قد لا يكون هناك نظام بيئي مرجعي مناسب لتوجيه عملية الاستعادة.

ستحتاج عملية الاستعادة إلى النظر في المسارات المستقبلية للمناخ واستخدام الأراضي والتغير الديموغرافي والاجتماعي والاقتصادي وتحولات نطاق الأنواع. فعلى سبيل المثال، ينبغي استخلاص البذور المستخلصة من أجل إجراء عملية الاستعادة من الأنواع المناسبة مع تغيرات المناخ المستقبلية النموذجية في موقع الاستعادة، إلى جانب بذور من المصادر المحلية.[208] ينبغي أن تكون الاستعادة أكثر انسجامًا مع الوظائف المتعددة للمناظر الطبيعية[209] من أجل تلبية متطلبات النظم الإيكولوجية والمناظر الطبيعية في توفير خدمات النظم الإيكولوجية المتعددة،[210] بما في ذلك وجود مجموعة واسعة من القيم الثقافية والاجتماعية.[211] علاوة على ذلك، فإن برامج الاستعادة الناجحة، مثل استعادة 000 300

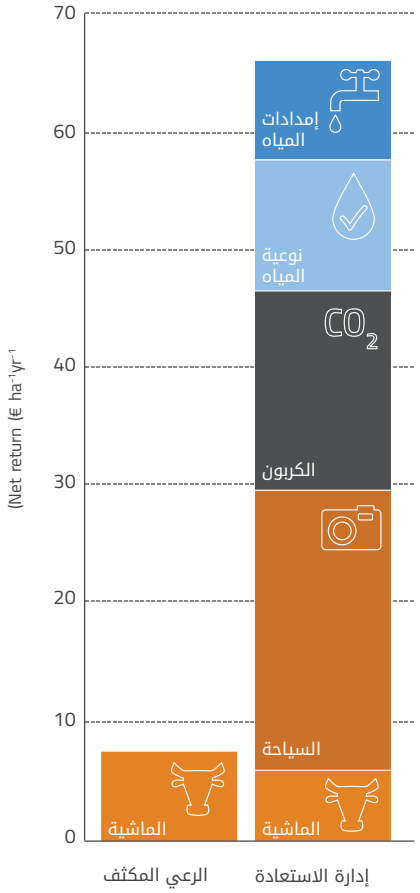
الإطار 9–6: العمليات الرئيسية لاستعادة الغابات في كوريا الجنوبية

قبل خمسة وثلاثين عامًا، كان الناتج المحلي الإجمالي في كوريا الجنوبية لا يختلف عن كينيا أو تنزانيا. يبلغ اليوم متوسط الأجور في البلاد مثل أستراليا تقريبًا. وفي غضون جيل واحد، أخذت كوريا الجنوبية مكانًا بين أثرى الأمم. ولعل أحد أسباب هذا النجاح هو الجهد الهائل المبذول في الاستعادة الإيكولوجية. خضعت البلاد لتدهور بيئي مدمر خلال الحرب العالمية الثانية والحرب الأهلية التي أعقبتها، مما ترك بيئتها في حالة مرزية؛ حيث اختفت معظم الغابات نتيجة للصراع وقطع الأشجار لاستخدامها كحطب للوقود. منذ ذلك الحين، نفذت الحكومة الكورية أحد أكثر برامج استعادة الغابات إثارة في التاريخ،[221] من خلال إعادة تشجير 2.8 مليون هكتار وزيادة الرصيد النامي بمقدار 12 مرة.[222] حتى أصبحت غالبية الأرض مغطاة الآن بالغابات الناضجة. ووضعت كوريا نظامًا لمنطقة محمية تغطي مساحة 000 16 كيلومتر^2 وهي تحظى بشعبية كبيرة بصورة رئيسية في أوساط المجتمع الحضري؛ حيث زار 38 مليون شخص المتنزهات الوطنية وحدها، 99 في المائة منهم سائحون من داخل البلد.[223]

هكتار من غابات الطرح وميومبو التي استعيدت في منطقة شينيانغا في تنزانيا، مدفوعة أكبر بكثير من من الخبرة التقنية، مع تيسير نجاح مزيج معقد من الشخصيات، والسياسات الداعمة، والمسائل المتصلة بالسياسات الجنسانية، والمعرفة والمؤسسات التقليدية، والمشاركة.[212] كل حالة فريدة من نوعها ولا يوجد نموذج واحد للنجاح.

في نظم الإنتاج الحيواني في جنوب أفريقيا، أفادت استعادة المراعي المتنوعة ذات قيمة الحفظ الدخل الزراعي الطويل الأجل عن طريق زيادة المحاصيل المنتجة للقش للتغذية الحيوانية.[213] علاوة على ذلك، فإن العوائد الاقتصادية المحتملة لخدمات النظم الإيكولوجية الأخرى في المنطقة المستعادة تتجاوز بنسبة 7: 1 عائدات الرعي المفرط.[214]

ولعل السمات البارزة للعديد من المناظر الطبيعية هي هجر الأراضي الزراعية الأقل إنتاجية والهامشية. يقدر أن تغطي الأراضي الزراعية الأقل إنتاجية والهامشية نسبة 60 في المائة من الأراضي الصالحة للزراعة على الصعيد العالمي.[216] وتتميز هذه الأراضي بانخفاض مدخلات الكيماويات الزراعية، وانخفاض مستويات



الشكل 9-1: استعادة أراضي الرعي في جنوب أفريقيا: مقتبس من [214]

الميكنة، والاعتماد الشديد على العمالة اليدوية. تتمثل العوامل الدافعة في هجر الأراضي في الشيخوخة وتراجع عدد سكان الأرياف والميكنة والبعد عن الأسواق وزيادة إنتاجية الزراعة في أماكن أخرى؛ وقد انخفض عدد سكان الأرياف في جميع أنحاء أوروبا بنسبة 17 في المائة منذ عام 1961، بينما انخفض عدد سكان المناطق الريفية الجبلية في منطقة البحر الأبيض المتوسط بأكثر من 50 في المائة.[217]

يتمثل أحد الخيارات في السماح لهذه الأراضي المهجورة بـ"إعادة الحياة البرية" من خلال المساعدة بطريقة سلبية في التجدد الطبيعي للغابات والموائل الطبيعية الأخرى، وإزالة السيطرة والنفوذ البشريين بشكل تدريجي.[218] لا يقتصر الهجر على الدول الغنية حيث أن أكثر من 360.000 كم^2 من الأراضي المهجورة في أمريكا اللاتينية ومنطقة البحر الكاريبي أعيد تحريجها بشكل طبيعي بين عامي 2001 و 2010.[219] ومع هذا فإن إعادة الحياة البرية لا تخلو من الجدل. فالمناظر الطبيعية الزراعية الأوروبية تحمل قيمًا ثقافيًة وتاريخية هامة[220] وقاوم بعض الناس المناظر الطبيعية البرية، ويرجع ذلك جزئيًا إلى ارتباطهم بالزيادات في الفئات آكلة اللحوم. يمكن من خلال اتباع نهج متوازن لتخطيط المناظر الطبيعية، والذي يشمل إعادة إحياء الحياة البرية في الأراضي كجزء من مناظر طبيعية متعددة الوظائف، توفير خدمات النظم الإيكولوجية المتعددة، ومن المرجح أكثر أن يقبله المجتمع.

الخلاصة
نُهج المناظر الطبيعية

هذه العناصر الثلاثة – الحفظ والإدارة المستدامة والاستعادة– هي أجزاء متكاملة من إطار إدارة متماسك واحد، يعرف عمومًا باسم نهج المناظر الطبيعية، ويُعرف على النحو التالي: *إطار عمل مفاهيمي يهدف أصحاب المصلحة في المشهد بمقتضاه إلى التوفيق بين الأهداف الاجتماعية والاقتصادية والبيئية المتنافسة.*[224]

من أجل العمل على نطاق واسع نسبيًا، مع ما ستصبح مجموعة واسعة من المصالح المتنافسة، ينطوي نهج المناظر الطبيعية في جوهره على التفاوض على عمليات المقايضة بين مختلف المواطنين أو السكان. يتطلب ضمان المحافظة على التنوع البيولوجي وحماية مجموعة من خدمات النظم الإيكولوجية الصمود في مواجهة مصالح ضيقة وأكثر شخصية التزامًا طويل الأجل وقيادة قوية وراسخة محليًا وسياسات وتوجيهات واضحة وتوفير التمويل الكافي من المنح والمال العام و الاستثمارات الخاصة.

الإطار 9-7: عناصر ومحفزات نهج المواقع الطبيعية[225]

1. يجتمع أصحاب المصلحة المهتمون سويًا للحوار والعمل في برنامج تشمل أصحاب المصلحة المتعددين.

2. ويقومون بعملية منهجية لتبادل المعلومات ومناقشة وجهات النظر للوصول إلى فهم مشترك يتعلق بحالة المواقع الطبيعية وتحدياتها وفرصها.

3. يمكن ذلك من القيادة والتخطيط التعاوني لوضع خطة عمل منهجية على المدى الطويل.

4. ثم يقوم أصحاب المصلحة بتنفيذ الخطة بعناية للحفاظ على الالتزامات التعاونية.

5. ويضطلع أصحاب المصلحة أيضًا برصد الإدارة التكيفية والمساءلة، والتي تصب في صالح الجولات اللاحقة من الحوار وتبادل المعرفة ووضع إجراءات تعاونية جديدة.

6. يحفز النجاح الحوكمة الجيدة والتخطيط الطويل الأجل والحصول على التمويل والوصول إلى الأسواق الكافية والمستدامة، وكلها ترد في الجزء الثالث من هذه التوقعات .

© Jewel Chakma

المراجع

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.

32Q adir, 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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

© Мартин Тасев

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.

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.