استعادة وإنشاء وإدارة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

مجموعة من الإرشادات المستندة على الأدلة

Edited by Vanessa Cutts, Paul L.A. Erftemeijer, Lorenzo Gaffi, Ward Hagemeijer, Rebecca K. Smith, Nigel G. Taylor & William J. Sutherland

Conservation Evidence
Wetlands International
WCF
BirdLife MIDDLE EAST

المحررون:

Vanessa Cutts[1], Paul L.A. Erftemeijer[2], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[3], Rebecca K. Smith[1], Nigel G. Taylor[1] and William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge
2 School of Biological Sciences and Oceans Institute, University of Western Australia
3 Wetlands International, The Netherlands

الاقتباس المرجعي:

Cutts V., Erftemeijer P.L.A., Gaffi L., Hagemeijer W., Smith R.K, Taylor N.G. & Sutherland W.J. (eds.) (2024) *Restoration, creation and management of salt marshes and tidal flats: A collation of evidence-based guidance*. Report of Conservation Evidence, Wetlands International and the World Coastal Forum. https://doi.org/10.52201/CGSCOL1/LCNC6109

صور الغلاف

Front page: Saeftinge, Speelmansgat, The Netherlands. Credit: Edwin Paree
Section 1: Marker Wadden nature reserve, The Netherlands. Credit: Paul Erftemeijer
Section 2: Credit: Edwin Paree
Section 3: Meghna Estuary, Bangladesh. Credit: Sayam Chowdhury
Section 4: Shorebirds, Sonadia Island, Cox's Bazar, Bangladesh. Credit: Sayam Chowdhury.
Back page: Bangladesh. Credit: Sayam Chowdhury

تمت ترجمة هذه الوثيقة إلى اللغة العربية من قبل بيردلايف إنترناشونال – الشرق الأوسط
قام بالترجمة: د. نابغ غزال أسود- ليفربول، المملكة المتحدة

المحتوى

استعادة وإنشاء وإدارة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر 1
المحتوى 3
المجموعة الاستشارية 4
الشكر والتقدير 5
القسم 1 مقدمة 6
مجال هذه الوثيقة 7
الفئة المستهدفة بهذه الوثيقة؟ 8
هيكلة الدليل الارشادي 9
وصف المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر 10
لماذا وكيف يتم تهديدها؟ 12
أهمية استعادة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر 13
أماكن التغذية والمبيت والتعشيش للطيور الساحلية 15
مصادر أخرى للمعلومات 18
المراجع 19
القسم 2 التخطيط 26
إرشادات حول اتخاذ القرارات المستندة إلى الأدلة لإدارة الحفاظ 27
إرشادات حول التخطيط لاستعادة المناطق الساحلية وتحديد الأهداف 34
القسم 3 مناهج ومقاربات الاستعادة 44
إرشادات حول تيسير تبادل المد والجزر لاستعادة/إنشاء المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر 45
إرشادات حول استخدام الرواسب لاستعادة/إنشاء المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر 55
إرشادات حول إعادة تشكيل المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر 68
إرشادات حول استعادة أو إنشاء الغطاء النباتي للمستنقعات المالحة 73
إرشادات حول إدارة الغطاء النباتي في مسطحات المد والجزر 80
إرشادات حول المكافحة الكيميائية لأنواع *Spartina* spp. 87
إرشادات حول المكافحة العملية (الفيزيائية) لأنواع *Spartina* spp. 95
إرشادات حول المكافحة المتكاملة لأنواع *Spartina* spp. 102
القسم 4 مناهج ومقاربات الإدارة للطيور الساحلية 108
إرشادات حول إدارة البرك الاصطناعية للطيور الساحلية 109
إرشادات حول إنشاء جزر للطيور الساحلية 117
إرشادات حول إدارة/إزالة الغطاء النباتي لأجل الطيور الساحلية 125
إرشادات حول الحد من إزعاج الطيور الساحلية 130

المجموعة الاستشارية

لقد تمت مراجعة هذه الوثيقة من قبل مجموعة من المستشارين، كل منهم لديه خبرة في بعض أو كل جوانب استعادة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر. وقد قدمت المجموعة الاستشارية ملاحظاتها حول الهيكلية والمحتوى. كما قدمت معلومات وتوصيات إضافية بناءً على خبرتها الخاصة. تظل الأخطاء أو الإغفالات في الوثيقة مسؤولية المؤلفين.

نشكر الخبراء التالية أسماؤهم على دورهم في تقديم المشورة بشأن هذه الوثيقة:

Malcom Ausden, RSPB, UK

Hyun-Ah Choi, Hanns Seidel Foundation, South Korea

Chi-Yeung Choi, Duke Kunshan University, China

Mark Dixon, RSPB, UK

Micha V. Jackson, CSIRO, Australia

Yifei Jia, Beijing Forest University, China

Qiang He, Fudan University, China

Wenhai Lu, National Marine Data and Information Service, China

David Melville, Global Flyway Network, New Zealand

Spike Millington, International Crane Foundation, USA

Taej Mundkur, Wetlands International, The Netherlands and World Coastal Forum Facilitators Group

Han Winterwerp, Delft University of Technology, The Netherlands

Thomas Worthington, University of Cambridge, UK

Fokko van der Goot, Boskalis and EcoShape, The Netherlands

Hongyan Yang, Beijing Forest University, China

الشكر والتقدير

نعرب عن خالص تقديرنا لكل من ساهم في تطوير هذا العمل. لقد كانت مساهماتهم القيّمة، سواء من خلال المناقشات المفيدة أو الملاحظات البناءة أو المساعدة العملية، مفيدة طوال فترة عمل إنجازه. الشكر موصول بشكل خاص إلى:

Dr. Yuan Jun and Prof. Chen Kangjuan, Academy of Inventory and Planning, National Forestry and Grassland Administration, China

Prof. Zhang Mingxiang, Beijing Forestry University, China

Dr. Wen Xianji, World Wildlife Foundation, Hong Kong

Dr. Hou Jun, Panjin Forestry and Wetland Conservation Administration Bureau

Mr. Shen Shoutao, Rudong Natural Resources and Planning Bureau

Pieter Van Eijk, Wetlands International, the Netherlands

كما نعرب عن امتناننا للمشاركين في ورش العمل التي عقدناها في الصين وفي منتدى الساحل العالمي لعام 2023 في Yancheng، والذين قدموا لنا ملاحظات وأفكارًا جديدة.

كما نود أيضًا أن نشكر الفريق الأساسي في Conservation Evidence على دعمهم في تصميم هذه الوثيقة وهيكلتها، وكذلك جميع المساهمين في قاعدة بيانات Conservation Evidence لجعل إنشاء هذا الدليل ممكنًا (راجع: https://www.conservationevidence.com/content/page/82). يتم دعم Conservation Evidence من خلال التمويل الأساسي من مؤسسة A.G Leventis، وصندوق Cartier للطبيعة، وFormas، وLord and Lady Moran ومجلس أبحاث البيئة الطبيعية Natural Environment Research Council، وقد تلقى سابقًا دعمًا من العديد من الآخرين (انظر: https://www.conservationevidence.com/content/page/24#support-received).

وأخيرًا، نود أن نعرب عن عميق امتناننا لمؤسسة Arcadia - الصندوق الخيري التابع لـ Lisbet Rausing and Peter Baldwin - على دعمهم المالي الذي لا غنى عنه، والذي لولاه لما كان عملنا ممكنًا.

القسم 1 مقدمة

مجال هذه الوثيقة

الفئة المستهدفة بهذه الوثيقة؟

هيكلة الدليل الارشادي

وصف المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

لماذا وكيف يتم تهديدها؟؟

أهمية استعادة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

أماكن التغذية والمبيت والتعشيش للطيور الساحلية

مصادر أخرى للمعلومات

المراجع

تعتبر المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر بمثابة موطن حيوي للتنوع البيولوجي وتوفر خدمات بيئية واسعة النطاق وذات قيمة عالية. ومع ذلك، فقد تعرضت هذه الموائل لخسائر كبيرة وتحولات على مدى آلاف السنين مع ملاحظة تزايد التأثيرات عليها في العقود الأخيرة. لقد أثر فقدانها وتدهورها على الأنواع ذات الاهتمام الكبير بالحفاظ، بما في ذلك الطيور الساحلية المهاجرة والطيور المائية الأخرى، بالإضافة إلى وظائف النظام البيئي والخدمات التي تقدمها للبشرية على نطاق أوسع. وهناك إدراك متزايد في كافة الأوساط لأهمية هذه الأنظمة والموائل، وتأثير فقدانها، وزيادة الاهتمام والجهد في إدارتها واستعادتها.

إن مناطق مسطحات المد والجزر تلعب دوراً حيوياً في حماية السواحل من التآكل، وخاصة أثناء العواصف المدية على الشاطئ، وتعمل كعامل دفاع طبيعي ضد الفيضانات يمكنّها من حماية المناطق العمرانية مثل المساكن والصناعة، وغير ذلك من الاستخدامات البشرية للأراضي مثل الزراعة. وعلى هذا النحو، فإنها قادرة على خفض تكاليف الحماية الساحلية القائمة على الهندسة الصلبة، وسوف تكتسب أهمية متزايدة مع ارتفاع مستويات سطح البحر نتيجة لتغير المناخ.

مجال هذه الوثيقة

تجمع هذه الوثيقة إرشادات مستندة على الأدلة الموجهة إلى مديري المواقع وصناع القرار المشاركين في استعادة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر مع التركيز البيئي على الطيور الساحلية، وهي مجموعة مهددة بشدة وتثير قلقًا واسع النطاق بشأن الحفاظ عليها. وفي هذا السياق، ننظر إلى الطيور الساحلية بمعنى عام إلى حد ما، بما في ذلك جميع أنواع رتبة طيور الزقزاقيات Charadriiformes. تشمل الطيور الساحلية التي تستخدم عادةً أو تعتمد بشكل كبير على الموائل المنتشرة بين المد والجزر كالعديد من أنواع الطيور الخواضة (مثل الزقزاق، والنُهق، وآكل المحار، والطياطي)، والنوارس، والخراشن.

هذه الوثيقة هي عبارة عن مجموعة من الارشادات الصغيرة المستقلة، كل منها يركز على إجراء مختلف للحفاظ على البيئة. وبالتالي، يمكن استخدامها بشكل فردي، أو كمجموعة، اعتمادًا على احتياجات المستخدم في الإدارة.

وقد تم البدء في إعداد هذه الوثيقة بسبب المخاوف بشأن المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر، وخاصة في منطقة البحر الأصفر، باعتبارها موائل للطيور. ويشكل البحر الأصفر عنق زجاجة حرجٍ للطيور الساحلية المهاجرة وغيرها من الطيور المائية التي عانت من تدهور كبير في مسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة (انظر أيضًا المربع 1). وبالتالي، فإن الإرشادات المجمعة تتعلق بإجراءات مختارة أكثر صلة باستعادة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر، والحفاظ على الطيور فيها، في منطقة البحر الأصفر. ومع ذلك، فإن محتوى كل وثيقة إرشادية يمكن تطبيقه على نطاق عالمي.

لا تقدم الإرشادات بروتوكولات صارمة يجب اتباعها أو تعليمات عملية مفصلة حول كيفية تنفيذ التدخلات أو التقنيات المحددة (على سبيل المثال كيفية تركيب قناة صرف، وكيفية نقل الرواسب، والتصاريح المطلوبة وعملية التقديم للطلبات). بل إنها تسلط الضوء على التدخلات وتقنيات الاستعادة التي ثبتت فعاليتها في بعض المواقف على الأقل. إن تطبيق هذه التقنيات وتنفيذها يتطلب فهمًا شاملاً للنظام الطبيعي، سواء جوانبه الحيوية أو غير الحيوية. إن التدخلات التي نجحت في موقع ما قد لا تنجح في موقع آخر بسبب الظروف المحلية المختلفة أو أساليب التنفيذ المختلفة.

تم جمع الأدلة لهذه الارشادات في المقام الأول من المراجع المختلفة. للحصول على أدلة حول تأثيرات التدخلات على التنوع البيولوجي (مع التركيز على الطيور الساحلية واللافقاريات والنباتات القاعية)، تمت الاستعانة بتحاليل ملخصات أدلة الحفاظ (Sutherland *et al.*, 2019) حيثما كانت متاحة، على سبيل المثال ملخص الحفاظ على الطيور (Williams *et al.*, 2013) وملخص الحفاظ على المستنقعات (Taylor *et al.*, 2021). تعتمد هذه الملخصات التوثيقية على عمليات بحث منهجية في المراجع والدراسات التي تختبر فعالية إجراءات الحفاظ على البيئة (انظر www.conservationevidence.com) وقد استكملنا هذه الجهود من خلال البحث على المزيد من الدراسات، وخاصة تلك المتعلقة باللافقاريات. وبالإضافة إلى الأدلة المستمدة من الدراسات والمراجع، فقد تم التواصل بالخبراء والعاملين بهذا المجال لتسجيل تجاربهم بشأن تأثيرات جهود استعادة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر والمعلومات العملية المستخدمة حول التنفيذ. وحيث أن أدلة جديدة تظهر باستمرار، ينبغي للقراء أن يأخذوا في الاعتبار أن هذه الوثيقة الارشادية مدعومة حاليًا بالأدلة المتاحة حتى تاريخ كتابة هذا المؤلف في عام 2023.

الفئة المستهدفة بهذه الوثيقة؟

هذه الوثيقة مخصصة للعاملين في مجال إدارة الموائل ولمخططي السياسات المسؤولين عن إدارة الموائل بين المد والجزر، وخاصة أولئك الذين قد يكونون مسؤولين عن الإشراف على/إدارة مشاريع الترميم على مسطحات المد والجزر و/أو المستنقعات المالحة، والذين يبحثون عن إرشادات تطبيقة عملية. حيث تركز المعلومات على كيفية إدارة هذه الأنظمة كموائل للطيور الساحلية، ولكن هذا سيكون مفيدًا أيضًا لإدارة الحفاظ على هذه الموائل بشكل عام.

إن الهدف هو السماح للعاملين في هذا المجال باستشارة وتقييم الأدلة الحالية ومعرفة التنفيذ بسهولة قبل النظر في الآثار العملية المتعلقة بحالة الموئل في مواقعهم عند اتخاذ قرار بشأن الإدارة والترميم في المستقبل.

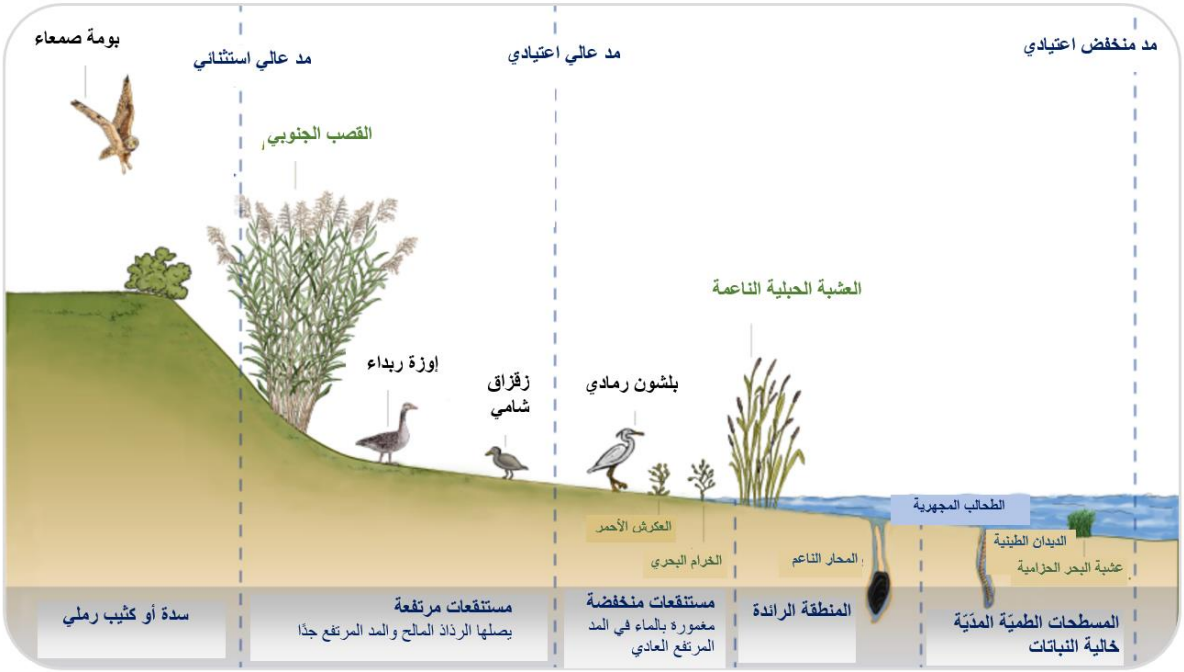
هيكلة الدليل الارشادي

تتبع الوثائق الارشادية في القسمين 3 و4 هيكلًا محددًا:

- **الهدف**: بيان موجز للنتيجة المرجوة من التدخل.
- **التعاريف**: المصطلحات الفنية الرئيسية المستخدمة في الوثيقة الارشادية
- **الوصف**: تعريف للتدخل وما ينطوي عليه، وشرح للمنطق وراء التدخل، ولماذا التدخل ضروري.
- **أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي**: أدلة مستمدة إلى حد كبير من الأدبيات العلمية، حول تأثيرات هذا التدخل على التنوع البيولوجي والإطارات الزمنية التي قد تحدث خلالها. هناك تركيز على ثلاث مجموعات تشكل مؤشرات رئيسية لحالة ووظائف النظم البيئية الساحلية (الطيور واللافقاريات والنباتات)، وحيثما أمكن، على الأدلة الكمية.
- **العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج**: قائمة ببعض العوامل الرئيسية التي قد تؤثر على نتائج التدخل: تتعلق عمومًا بـ (أ) السياق المحلي و (ب) كيفية إجراء التدخل.
- **التنفيذ**: ملاحظات حول التنفيذ العملي لتحقيق الهدف العام، على سبيل المثال، التقنيات المحددة التي يمكن استخدامها، والقضايا العملية التي يجب مراعاتها عند تنفيذ التدخل. ويستند هذا إلى التقارير المنشورة، وخبرة العاملين، والمراجع العلمية.
- **حالة دراسية**: مثال توضيحي محدد لتنفيذ التدخل وتأثيراته الملحوظة.
- **مصادر أخرى لمعلومات مفيدة**: المصادر التي توفر مزيدًا من التفاصيل و/أو المعلومات المكملة في الإرشادات.
- **المراجع:** المصادر المنشورة المشار إليها في النص السابق.

وصف المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

توجد المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر في منطقة المد والجزر، وهي المنطقة الواقعة بين أعلى مد وأخفض جزر، وهي عرضة لكميات متفاوتة من الغمر الفيضي بمياه البحر. وقد تتفاوت نسبة المستنقعات المالحة إلى مسطحات المد والجزر في منطقة المد والجزر (Atkinson *et al.*, 2001) ولكنها توفر معًا مجموعة متنوعة من الموائل المختلفة للحياة البرية، بما في ذلك اللافقاريات القاعية والأسماك والطيور. كما أنها توفر خدمات بيئية مهمة للناس من خلال حماية السواحل وتنقية المياه واحتجاز الكربون وإنتاج الغذاء وأنشطة الترفيه والسياحة (Barbier *et al.*, 2011).



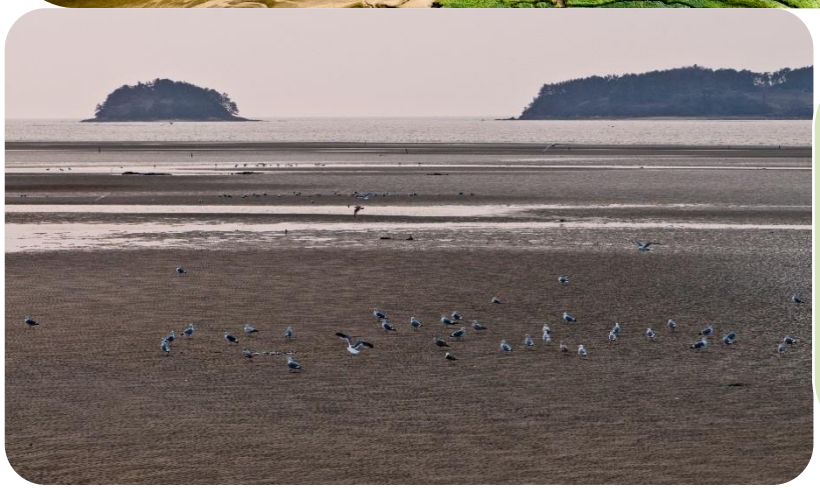
مثال لنظام ساحلي يظهر تنوعًا في الموائل والأنواع الموجودة عبر نطاق المد والجزر [*المصدر:* Petra Dankers . *مقتبس من* EcoShape].

إن مسطحات المد والجزر هي مساحات شاسعة من الأراضي الناعمة المكشوفة مؤقتًا (الرمل أو الطين) التي تتشكل عند ترسب الرواسب، غالبًا على حافة مصبات الأنهار أو في أقسام محمية من السواحل. تتمثل إحدى السمات الرئيسية لمسطحات المد والجزر في أنها تُغمر بالمياه بانتظام (Healy *et al.*, 2002)، وتحتوي على نسبة عالية من الطين بما يكفي لإظهار الرواسب لخصائص التماسك (Dyer *et al.*, 2000)، ولا تحتوي على غطاء نباتي فيما خلا بعض الأعشاب البحرية التي توجد بشكل عرَضي. يصنف الاتحاد الدولي لحماية الطبيعة (IUCN) مسطحات المد والجزر على أنها أنظمة ساحلية داخل النظام الأحيائي البحري - الأرضي (MT1.2; Bishop *et al.*, 2020).

المستنقعات المالحة (المعروفة أيضًا باسم مستنقعات المد والجزر) هي مناطق نباتية، توجد عادةً في الأجزاء العليا من منطقة المد والجزر، وتتعرض لفيضانات أقل تواترًا من مسطحات المد والجزر. توجد المستنقعات المالحة بشكل طبيعي في جميع أنحاء العالم، ولكنها أكثر دراسة في المناطق المعتدلة والشمالية. تتمثل إحدى السمات الرئيسية للمستنقعات المالحة في "تقسيم" الغطاء النباتي، حيث تنشأ مجتمعات نباتية مختلفة في نطاقات وفقًا للأعماق، واعتمادًا على مدى تحملها للغمر بالمياه المالحة (Davy, 2000). تسود الأعشاب والحشائش والشجيرات التي تتحمل الملوحة في الغطاء النباتي، مثل أنواع القصب *Phragmites* spp. والسوادة *Sueda* spp، ولكن ليس الأعشاب البحرية (Keith *et al.*, 2020a). يصنف الاتحاد الدولي لحماية الطبيعة المستنقعات المالحة على أنها أنظمة مدية مالحة ضمن الأنظمة البيئة البحرية والمياه العذبة والبرية (MFT1.3; Keith *et al.*, 2020b).

تجتذب المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر أنواع الطيور الساحلية للتغذية والمبيت والتعشيش. وتوفر درجات مختلفة من الغطاء النباتي، وأعماق متغيرة للمياه، وتركيبة متنوعة من الرواسب، موائل تلبي احتياجات مجموعة واسعة من الطيور الساحلية وغيرها من أنواع الطيور المائية، التي لها متطلبات مختلفة للبحث عن الطعام والمبيت والتعشيش. وتوفر قنوات الخلجان المدية (شبكات من قنوات الصرف الصغيرة في مناطق المد والجزر) موائل للبحث عن الطعام للأسماك واللافقاريات (Olmstead &

(Fell, 1974; West & Zedler, 2000). خلال المد المرتفع، تتمكن هذه الحيوانات من غزو المستنقعات المالحة عبر الجداول المدية من أجل التغذية، ثم تصبح فريسة للأسماك والطيور الأكبر حجمًا (Olmstead & Fell, 1974). لذلك، وُصفت مسطحات المد والجزر بأنها "أماكن التسوق الكبرى البحرية" بسبب وفرة الطعام الذي يمكن أن تتغذى عليه الطيور الساحلية، مثل الديدان متعددة الأشعار والرخويات والقشريات. تستخدم العديد من الطيور الساحلية المهاجرة المناطق بين المد والجزر كحجارة انطلاق لإعادة التزود بالطاقة قبل الشروع في هجراتها الطويلة أو أثناءها وخلال فترة عدم التكاثر. أما الأنواع المقيمة من الطيور الساحلية والطيور المائية الأخرى فتعتمد على هذه المصادر الغذائية طوال العام.



تصادف مسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة في الأنظمة النهرية في جميع أنحاء العالم، موفرة قيمة بيئية واقتصادية. ومع ذلك، فإن هذه الأنظمة معرضة لمجموعة من التهديدات، مما أدى بشكل عام إلى انخفاض كبير في نطاقها. أعلى: مستنقعات الملح في Saeftinge, Speelmansgat، هولندا [المصدر: Edwin Paree]. على اليسار: الطيور الساحلية تتغذى على منطقة المد والجزر على الساحل الغربي لكوريا الجنوبية [المصدر: Peter Prokosch، www.grida.no/resources/4394].

لماذا وكيف يتم تهديدها؟

تتعرض المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر لضغوط مجموعة من التهديدات (Melville *et al.*, 2016). وقد تم تقدير أن 16% من مسطحات المد والجزر قد فقدت على مستوى العالم بين عامي 1984 و2016 (Murray *et al.*, 2019)، في حين يتم فقدان المستنقعات المالحة بمعدل 0.3% سنويًا (Campbell *et al.*, 2022).

بعض المهددات الرئيسية تتضمن ما يلي:

التنمية الساحلية (بما في ذلك استصلاح الأراضي): أدى توسع التجمعات السكانية على السواحل إلى زيادة الضغوط على تطوير البنية التحتية والبيوت السكنية في هذه المناطق (Charlier *et al.*, 2005; Lai *et al.*, 2015; Murray *et al.*, 2019).

انخفاض إمدادات الرواسب: إن الأنشطة في مناطق منابع الأنهار، مثل بناء السدود، تحد من كمية الرواسب التي تصل إلى مصبات الأنهار، وبالتالي ينخفض معدل تجديد الرواسب مقارنة بمعدل تآكلها (Syvitski *et al.*, 2005; Dethier *et al.*, 2022). وبالمثل، فإن إزالة الرمال من الأنهار تشكل قضية بيئية عالمية كبرى (Rentier & Cammeraat 2022) تقلل من الرواسب التي تصل إلى السواحل، بما في ذلك في نهر يانغتزي Yangtze والنهر الأصفر (Yang *et al.*, 2006; Yi *et al.*, 2022).

ارتفاع مستوى سطح البحر: إن المناطق الساحلية معرضة لخطر ارتفاع مستوى سطح البحر، مما يؤدي إلى تآكل الشواطئ وزيادة خطر الفيضانات (Fujii, 2012; Passeri *et al.*, 2015). إن الجمع بين ارتفاع مستوى سطح البحر والتنمية الساحلية، التي تمنع حركة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر نحو اليابسة، يعني ببساطة أن المساحة المتاحة لهذه الموائل ستكون أقل. ويطلق على الخسارة الناتجة عن ذلك للموائل المدية اسم الضغط الساحلي (Pontee, 2013).

غمر دلتا الأنهار: نتيجة لضغط الرواسب وانخفاض إمدادات الرواسب، تشير التقديرات إلى أن 85% من مناطق الدلتا في العالم قد تعرضت للهبوط (Syvitski et al., 2009). ويؤثر هذا على المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر من خلال زيادة التعرض للأمواج، وتغير خصائص غمر المد والجزر، وزيادة تآكل الموائل.

تدهور الموائل: يمكن أن تتدهور الموائل المدية نتيجة للأنشطة البشرية مثل الجرف القاعي والتجريف والحفر، والتي تؤثر على الحيوانات القاعية (Dieter & McConnaughey, 2003). ينتهي المطاف بالعديد من الملوثات بما في ذلك المعادن الثقيلة والمبيدات الحشرية والبلاستيك والمغذيات الزائدة في مصبات الأنهار من أنشطة الزراعة وتربية الأحياء المائية والنفايات المنزلية (Islam & Tanaka, 2004; Bessa *et al.*, 2018).

الأنواع الغازية: تنتشر الأنواع الغازية من خلال مجموعة متنوعة من الطرق التي تتسلل عبر السواحل وتتفوق على الأنواع الأصلية (Reise *et al.*, 2023). يشكل العشبة الحبلية الناعمة *Spartina alterniflora* شديد الغزو تهديدًا كبيرًا لمسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة على العديد من الشواطئ بما في ذلك السواحل الصينية (Zuo *et al.*, 2012; Stokstad, 2023) والسواحل الكورية (Kim *et al.*, 2015, 2023). إن الإدخال المتعمد للأنواع المحلية لأغراض تجارية، مثل الرخويات، يمكن أن يشكل تهديدًا للأنواع المحلية الأخرى من خلال الأدوار البيئية التي تلعبها (Peng *et al.*, 2021).

أهمية استعادة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

كانت الحركة الرامية إلى استعادة المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر مدفوعة بالاعتراف المتزايد بقيمتها (Casagrande, 1997; Barbier *et al.*, 2011). إن حماية هذه المناطق واستعادتها تعود بالفائدة على التنوع البيولوجي من خلال الحفاظ على الموائل وإعادة تأهيلها، مع الحفاظ على الوظائف الحيوية التي يحتاجها الناس. يعيش حوالي 27% من سكان العالم بالقرب من الساحل (Kummu *et al.*, 2016) وتعتمد على مجموعة من الخدمات التي تقدمها النظم البيئية الساحلية. وتحدث أغلب مشاريع استعادة السواحل المسجلة في الولايات المتحدة الأمريكية وأوروبا وأستراليا، ولكن هذا قد يكون انعكاسًا لتوافر البيانات ـ هناك حاجة ماسة إلى مزيد من البيانات حول نجاحات وإخفاقات مشاريع الاستعادة (Bayraktarov *et al.*, 2016). إن استعادة هذه الموائل يمكن أن يكون حلاً فعالاً من حيث التكلفة ويعتمد على الطبيعة لمشكلة فقدان التنوع البيولوجي وتغير المناخ.

وتشمل الوظائف والخدمات الهامة لهذه الموائل ما يلي:

الدفاع الساحلي: تعمل المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر على الدفاع عن الساحل من خلال إبطاء المد البحري القادم وتبديد طاقة الأمواج، وبالتالي الحد من تآكل السواحل وحماية المستوطنات السكنية البشرية المعرضة للخطر من الفيضانات (Arkema *et al.*, 2013; Pontee *et al.*, 2016; Reed *et al.*, 2018). يمكن أن تشكل جزءًا من البنية التحتية "الخضراء الرمادية"، والتي تمزج بين الترميم الطبيعي وهياكل البيئة المبنية مثل الجدران البحرية والسدود (Green-Gray Community of Practice, 2020).

تخزين الكربون: تساهم المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر بشكل كبير في كمية الكربون المخزنة في البيئة البحرية، وخاصة بسبب قدرتها على تخزين الكربون في تربتها ورواسبها (Duarte *et al.*, 2005; Chen and Lee, 2022; Maxwell *et al.*, 2023). وعلى هذا النحو، تم تحديدها باعتبارها أنظمة بيئية مهمة للكربون الأزرق (Macreadie *et al.*, 2021).

تعتمد العديد من الأنواع بشكل شبه كامل على الموائل الساحلية خلال موسم الهجرة مثل طائر الكروانNumenius phaeopus ، منطقة Sundarbans، *بنغلاديش. [المصدر:* Sayam Chowdhury*].*

التنوع البيولوجي: نظرًا لوقوعها على الحد الفاصل بين مناطق اليابسة والبحار، تدعم المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر مجموعة فريدة من الحياة البرية، والتي تعمل معًا كمجمع بيئي كبير (Daiber, 1986; Boorman, 2003). تعتبر النباتات المقاومة للملوحة والطحالب الدقيقة القاعية التي تعيش في الرواسب من المنتجين الأساسيين (Cloern *et al.*, 2014)، وهذا يعني أنها تقع في قاعدة السلسلة الغذائية. وهي تدعم الكائنات الحية في المستويات الغذائية الأعلى، مثل الأسماك واللافقاريات التي تعيش في الطين، والتي توفر لاحقًا الغذاء للبشر وللطيور الساحلية التي تبحث عن الطعام. وتشكل المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر حجر الأساس في مسارات هجرة الطيور الساحلية، حيث تربط بين مناطق التكاثر عند خطوط العرض العالية والمناطق غير المخصصة للتكاثر عند خطوط العرض المنخفضة. وقد تسبب فقدان الموائل المدية في انخفاض أعداد الطيور الساحلية. (Piersma *et al.*, 2016; Studds *et al.*, 2017) ويشكل ذلك محركًا رئيسيًا للتركيز على ترميمها.

تصفية تلوث النيتروجين: يمكن أن تعمل المستنقعات المالحة كحاجز ضد تلوث النيتروجين الناجم عن الجريان السطحي من المناطق الزراعية التي يتم فيها إضافة الأسمدة. يمكن أن يؤدي امتصاص النيتروجين بواسطة نباتات المستنقعات المالحة إلى زيادة كتلتها الحيوية وتقليل كمية النيتروجين التي تدخل المحيط (Nelson & Zavaleta, 2012). يمكن أن يؤدي وجود الأنواع التي تتغذى

بترشيح الماء في مسطحات المد والجزر إلى تقليل المغذيات وضغوط التلوث بشكل كبير في العمود المائي (Officer *et al.*, 1982).

دعم سبل العيش البشرية: توفر الحياة في المناطق الساحلية فرصًا لأنشطة اقتصادية وتجارة محددة (Kummu *et al.*, 2016). وينعكس هذا في حقيقة أن العديد من المدن الكبرى قريبة من الساحل. تعتمد العديد من المجتمعات على النظم البيئية الساحلية للحصول على الغذاء. على سبيل المثال، يوفر صيد الفردي طعامًا غنيًا بالبروتين ودخلًا في العديد من البلدان (Bell *et al.*, 2009) والجمع (جمع الكائنات البحرية يدويًا من المناطق المدية) هو نشاط اقتصادي يعتمد بشكل خاص على أنظمة المد والجزر السليمة (Grantham *et al.*, 2021). كما تدعم المناطق الساحلية أيضًا السياحة والأنشطة الترفيهية، على الرغم من أن هذه الأنشطة يمكن أن يكون لها عواقب سلبية على المناظر الطبيعية الساحلية الحساسة (Gormsen *et al.*, 1997).

تشكل اللافقاريات المدية مصدرًا رئيسيًا للغذاء البشري على مستوى العالم، حيث تعتمد العديد من المجتمعات على الأنظمة الساحلية في معيشتها. على اليسار: صائد سرطان البحر يبحث عن سرطان البحر الطيني في منطقة مدية في جزيرة Sonadia، كوكس بازار، بنغلاديش. [المصدر: Sayam Chowdhury]. في الأسفل: حصاد تقليدي للمحاريات في مناطق المد والجزر السابقة في Seamangeum في كوريا الجنوبية. لقد فقدت هذه المناطق المدية، إلى جانب مناطق حصاد المحار، بسبب السد في Seamangeum. [المصدر: Ju Yung Ki , www.grida.no/resources/4418]

أماكن التغذية والمبيت والتعشيش للطيور الساحلية

إن توافر أماكن التغذية والمبيت والتعشيش في الموائل الساحلية أمر ضروري لأنواع الطيور الساحلية. حيث تستخدم العديد من الطيور الساحلية المهاجرة الموائل الساحلية كحجر أساس في مسار هجرتها. فهي تستخدمها كمحطة توقف أو مواقع تجمع، حيث تتوقف لفترة بضعة أيام إلى أسابيع أثناء الهجرة للتغذية والتزود بالطاقة قبل متابعة الرحلة (التي غالبًا ما تكون طويلة المدى) (Warnock, 2010). تتغذى الطيور الساحلية في الغالب على مسطحات المد والجزر أثناء انخفاض المد، وتتبع المد أثناء تحركه عبر المسطحات. وخلال فترات المد المرتفع، يتعين عليها مغادرة مناطق التغذية في المناطق بين المد والجزر. وتنتقل إلى مناطق تكون فيها آمنة من المياه المرتفعة والتهديدات مثل الحيوانات المفترسة، في الغالب من أجل المبيت والاستراحة، ولكن في بعض الأحيان لمواصلة نشاط التغذية. وتبيت في ما يسمى بمجاثم المد المرتفع (Rogers, 2003)، إما على أرض مكشوفة أو في مياه ضحلة. وسوف يؤثر توفر كل من مواقع المبيت المناسبة أثناء المد المرتفع ومواقع التغذية في منطقة معينة على وفرة الطيور (Rogers *et al.*, 2006).

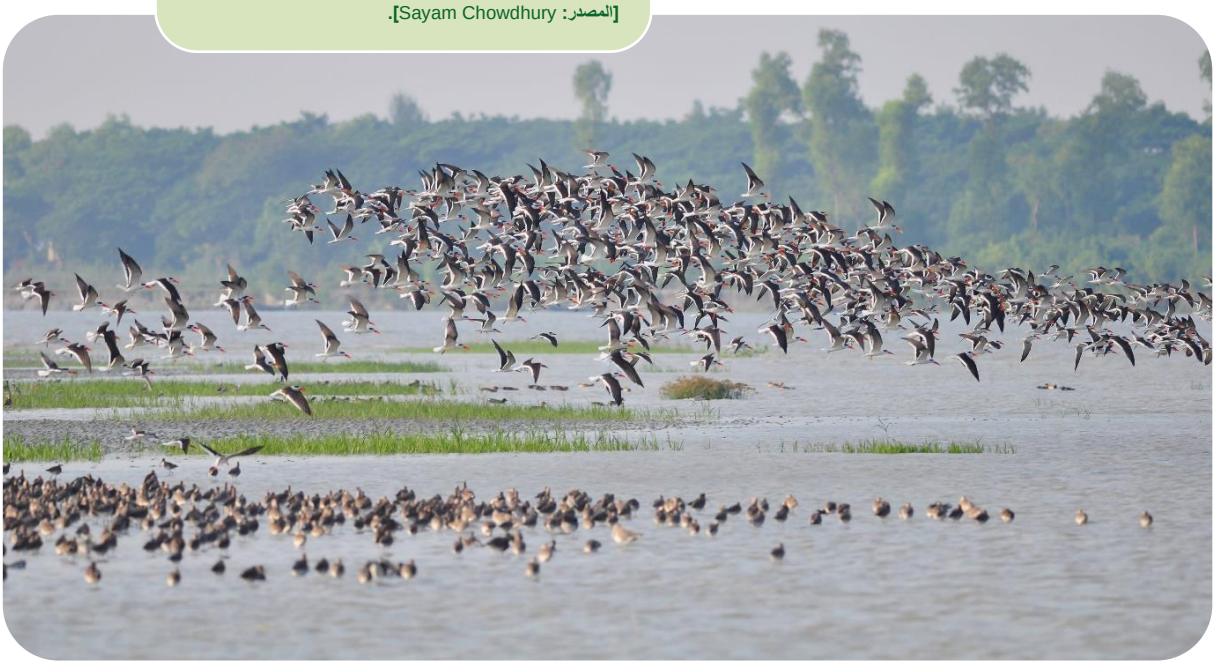
تفضل بعض الطيور الساحلية المبيت في الجزء المرتفع من مسطحات المد والجزر حيث تتغذى، في المناطق فوق مستوى المياه، ولكنها ستبيت أيضًا (وتبحث عن الطعام) في المعالم التي شكّلها الإنسان في الأراضي الرطبة بين المد والجزر (Rosa *et al.*, 2006; Fidorra *et al.*, 2015; Scarton & Montanari, 2015)، مثل برك تربية الأحياء المائية (مثل برك تربية الأسماك أو السرطانات) (Li *et al.*, 2013) أو برك إنتاج الملح (Sripanomyom *et al.*, 2011). في الواقع، تُظهر بعض الأنواع تفضيلًا لمثل هذه الموائل الاصطناعية (Green *et al.*, 2015). وقد اقترح البعض أن هذه الموائل الاصطناعية توفر حاجزًا فاصلًا، أو دورًا ثانويًا، أو موطنًا مكملًا للطيور الساحلية عندما لا تكون المواقع الطبيعية متاحة (Li *et al.*, 2013; Rocha *et al.*, 2017; Jackson *et al.*, 2019). عمومًا هناك بعض المخاوف بشأن اعتماد الطيور الساحلية على الأراضي الرطبة الاصطناعية في المناطق الساحلية (Jackson *et al.*, 2020). على سبيل المثال، إذا توقفت تربية الأحياء المائية أو برك الملح عن الاستخدام، أو إذا تم تحويلها إلى استخدامات أخرى للأراضي، فقد تتعرض الطيور الساحلية للخطر. لذلك، يجب النظر في إدارة الموائل الاصطناعية جنبًا إلى جنب مع إنشاء الموائل الطبيعية واستعادتها.

بالإضافة إلى توفير مواقع توقف قيمة للطيور المهاجرة، توفر العديد من المناطق الساحلية أيضًا موطنًا للطيور للتعشيش. ونظرًا لأن الطيور أثناء المبيت والتعشيش تكون معرضة للخطر، فإن الطيور الساحلية تفضل المواقع الآمنة من إزعاج البشر أو من الحيوانات المفترسة (Rogers *et al.*, 2006; Rosa *et al.*, 2006). ومع ذلك، مع استمرار فقدان الموائل الساحلية، أصبحت مواقع المبيت والتعشيش الآمنة والتي يمكن الوصول إليها أقل (Studds *et al.*, 2017). وهذا يعني أن الطيور قد تقضي وقتًا أطول في الطيران بين مواقع البحث عن الطعام والمبيت، مما يستنفد احتياطياتها الثمينة من الطاقة اللازمة للهجرة أو التكاثر.

يعد الحفاظ على أماكن المبيت الهادئة أمرًا ضروريًا للطيور الساحلية. في هذه الصورة، تستقر طيور الكروان ***(Numenius phaeopus)*** أثناء المد المرتفع في المناطق المدية العلوية التي لم تغطها مياه البحر في خليج ***Moreton***، مقاطعة ***Queensland***، أستراليا
[المصدر: Micha V. Jackson]

لقد أدى استصلاح الأراضي إلى فقدان مواقع التوقف غير المخصصة للتكاثر، وبالتالي انخفاض أعداد أنواع الطيور الساحلية مثل طائر الطيطوى الكبيرة *Calidris tenuirostris* المهدد بالانقراض (في الصورة أعلاه). وهنا تتغذى هذه الطيور على سهل المد والجزر Saemangeum السابق في كوريا الجنوبية. وقد أدت الأعمال التطويرية في الأراضي الرطبة الساحلية إلى انخفاض أعداد الأنواع غير المفرخة في كوريا الجنوبية. [المصدر، Ju Yung Ki www.grida.no/resources/4409]

إن الحفاظ على الموائل للطيور الساحلية قد يتطلب استدامة كل من الفرائس في عمود الماء، كما هو الحال بالنسبة لطائر العُجهوم الهندي ***Rynchops albicollis*** المهدد بالانقراض عالميًا (الصورة السفلية، متنزه **Nijhum Dwip** الوطني، بنغلاديش)، وبالنسبة للفرائس بمجرد انحسار المد، كما هو الحال بالنسبة لطائر الطيطوى ذو المنقار الملاعقي ***Calidris pygmaea*** المهدد بالانقراض بشكل حرج (الصورة اليمنى، جزيرة **Sonadia**، كوكس بازار، بنغلاديش. **[المصدر:** Sayam Chowdhury**].**



المربع 1: المنطقة البيئية للبحر الأصفر

يحد البحر الأصفر شرق الصين وجمهورية كوريا الشعبية الديمقراطية (كوريا الشمالية) وجمهورية كوريا (كوريا الجنوبية). وتشكل المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر النظم البيئية الساحلية الرئيسية في هذه المنطقة (Murray *et al.*, 2015)، ومع ذلك، فقد تم فقدان ما يقارب من 65% من مسطحات المد والجزر ونحو 60% من المستنقعات المالحة منذ خمسينيات وثمانينيات القرن العشرين، على التوالي (Murray *et al.*, 2014; Gu *et al.*, 2018). تعتبر مسطحات المد والجزر في البحر الأصفر الآن نظامًا بيئيًا مهددًا بالانقراض بموجب القائمة الحمراء للنظم البيئية في الـ IUCN بسبب تراجع مساحتها وخطورة تدهورها والاضطراب الحيوي (Murray *et al.*, 2015).

يعد استصلاح الأراضي أحد العوامل الرئيسية لفقدان الموائل المدية في هذه المنطقة في السابق، ولكن الموائل المدية الحالية تعاني أيضًا من التدهور (Melville *et al.*, 2016; Gu *et al.*, 2018). في كوريا الجنوبية، تم تسوير حوالي نصف مسطحات المد والجزر منذ سبعينيات القرن العشرين (Koh & de Jonge, 2014) وفي الصين، يمتد جدار البحر لمسافة 13830 كيلومترًا على طول الساحل (Luo *et al.*, 2015). يهيمن على مجتمع المستنقعات المالحة النموذجي في كوريا الشمالية وكوريا الجنوبية نبات القصب الشائع *Phragmites communis* والسوادة اليابانية *Suaeda japonica* (Kolbek *et al.*, 1989; Ihm *et al.*, 2001; Chung *et al.*, 2021)، بينما في الصين فإن الأنواع الأكثر انتشارًا هي السوادة *Suaeda salsa* والقصب الجنوبي *Phragmites australis* والعكرش الشاطئي *Aeluropus littoralis* وكذلك حشيشة المراعي السنبلية *Zoysia maerostachys* والحلف *Imperata cylindrica* (Yang & Chen, 1995). ومع ذلك، هناك أدلة تشير إلى أن استصلاح الأراضي وبناء السدود قد يؤدي إلى تغيير توزيع الغطاء النباتي من نمط مناطقي إلى نمط فسيفسائي عن طريق تغيير تدرج الملوحة (Feng *et al.*, 2018). لا يوجد تقريبًا أي مستنقعات ملحية الآن، في أجزاء من البحر الأصفر، وكذلك في المناطق التي لا تزال توجد بها مسطحات المد والجزر (Melville *et al.*, 2016).

يفصل سور Saemangeum البحري على الساحل الجنوبي الغربي لكوريا الجنوبية مصب Saemangeum السابق عن البحر الأصفر. وقد تسبب تشييده في إثارة الجدل والمعارضة من جانب بعض المواطنين والجماعات البيئية. [المصدر: Ju Yung Ki، www.grida.no/resources/4415].

أدى بناء السدود على النهر الأصفر ونهر Yangtze إلى تقليل إمدادات الترسبات إلى الساحل بشكل كبير (Yang *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2012). كما أدى استخدام المياه للري والاستهلاك البشري في الروافد العليا للنهر الأصفر إلى انخفاض تدفق المياه العذبة إلى الدلتا بشكل كبير (Yang *et al.*, 2020). إن استخراج المياه الجوفية الساحلية يرتبط بتدني في مستواها بحدود 25 سم / سنة (Higgins *et al.*, 2013). في الصين، يؤدي التخلص من مياه الصرف الصحي ونقل الصناعات الكيميائية إلى الساحل إلى زيادة خطر التلوث الكيميائي (Melville 2018). كما توجد أيضًا جائحات ضخمة لتفشي الطحالب الكبيرة (على سبيل المثال الخس الخيطي البحري *Ulva prolifera*) في الصين وكوريا الجنوبية، ويُعتقد أنها نتيجة لعوامل متعددة، بما في ذلك تغير المناخ، وارتفاع درجات حرارة البحر، والتغذية الزائدة الناجمة عن زيادة التلوث بالنيتروجين (Zhang *et al.*, 2019).

إن المناطق الساحلية في البحر الأصفر مهددة بأنواع العشبة الحبلية (*Spartina* sp.) الغازية، وهي مجموعة من الأعشاب الطبيعية الانتشار في سواحل المحيط الأطلسي وأوروبا وأفريقيا. وقد تم إدخال أنواع من نبات *Spartina* عمدًا أو عن غير قصد إلى العديد من المناطق الساحلية على مستوى العالم. تحتل نباتات العشبة الحبلية *Spartina* مساحات كبيرة من مسطحات المد

والجزر المفتوحة ويمكنها أن تسهل من تراكم الرواسب (Crooks, 2002; Civille *et al*., 2005). يمكن أن تكون نباتات العشبة الحبلية *Spartina* ضارة بالطيور الساحلية، مما يجعل الوصول إلى مسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة غير ممكن(Gan *et al.*, 2009; Jackson *et al.*, 2021; Lyu *et al.*, 2023) . كما يؤدي ذلك إلى تقليل تنوع اللافقاريات القاعية الكبيرة. وتُظهِر الأبحاث من بحر وادن Wadden ومن أستراليا أن تنوع المفصليات واللافقاريات القاعية الكبيرة أعلى في المناطق المفتوحة والمستنقعات المالحة الأصلية مقارنة بالمستنقعات التي غزتها نباتات أنواع العشبة الحبلية *Spartina* (Tang & Kristensen, 2010; Cutajar *et al.*, 2012). يمكن أن تتفوق نباتات العشبة الحبلية *Spartina* على الأنواع النباتية المحلية، بما في ذلك عشبة البحر الحزامية *Zostera* (Madden *et al.*, 1993)، والسوادة *Suaeda* (An *et al.*, 2007)، ونبات القصب الجنوبي *Phragmites australis* ونبات الديس *Scirpus mariquete* (Li *et al.*, 2022)، مما يؤدي إلى تقليص كمية الموارد الغذائية وموائل التعشيش للطيور. إن فقدان الحيوانات القاعية بين مناطق المد والجزر، مثل أنواع المحار، يمكن أن يؤثر سلبًا على سُبل عيش البشر (Gan *et al.*, 2010; Goss-Custard & Moser, 1988; Jackson *et al.*, 2021). إن أنواع العشبة الحبلية *Spartina* تعتبر من الأنواع الغازية المعروفة، ولكنها ليست النوع الوحيد الذي يسبب مشاكل في موائل المد والجزر. على سبيل المثال، تتزايد أعداد البجع (التم) الأسود (*Cygnus atratus*) في محميتين طبيعيتين ساحليتين على الأقل: دلتا النهر الأصفر وشونغ مينغ دونكتان Chongming Dongtan (David Melville, pers. comm.).

يعد ساحل البحر الأصفر منطقة بالغة الأهمية للطيور المهاجرة، التي تعتمد على هذا الموطن كمحطة توقف للهجرة مما يعتبر أحد الأسباب الرئيسية لتراجع أعدادها (Studds *et al.*, 2017). إن مسار هجرة الطيور لشرق آسيا وأستراليا (EAAF) هو أحد المسارات الرئيسية لهجرة الطيور، حيث تنتقل الطيور من روسيا والصين وألاسكا إلى جنوب شرق آسيا وأستراليا ونيوزيلندا. إن حوالي 40% من الطيور التي تسلك مسار الهجرة لشرق آسيا وأستراليا تستخدم محطة التوقف في البحر الأصفر، مع تدفق سنوي فيها يصل إلى حوالي 3 مليون طائر (Studds *et al.*, 2017). إنها منطقة توقف بالغة الأهمية حيث تتوقف الطيور فيها للتغذية والتزود بالطاقة أثناء استعدادها للمراحل التالية في رحلتها الطويلة للهجرة. واستجابة للنمو السكاني البشري، تم تحويل العديد من المناطق الساحلية إلى برك تربية الأحياء المائية لإنتاج الغذاء (Sun *et al.*, 2015)، مع كون الصين أكبر منتج لتربية الأحياء المائية في العالم (FAO, 2020). وعلى الرغم من أن برك تربية الأحياء المائية الاصطناعية يمكن أن توفر في الواقع أماكن المبيت والتعشيش والبحث عن الطعام لأنواع الطيور الساحلية، اعتمادًا على كيفية إدارة هذه البرك الاصطناعية (*e.g.* Bohai Bay in China, Lei *et al.* 2018). لذلك، فإن دمج الحفاظ على الطيور المائية مع الإبقاء على الإنتاجية الاقتصادية هو أمر يجب مراعاته (Ma *et al.*, 2010). إن منطقة مد وجزر سليمة ومعافاة ستفيد كل من الطيور والأحياء البحرية ذات الأهمية التجارية.

بشكل عام، تتعرض النظم البيئية الساحلية في المنطقة البيئية للبحر الأصفر، والأنواع الموجودة فيها، لضغوط بشرية هائلة. ففي عام 2018، قدمت الصين لوائح صارمة بشأن استصلاح الأراضي، حيث لن تتم بعدها الموافقة على مشاريع استصلاح الأراضي العامة (Miao & Xue 2021). وفي كوريا الجنوبية، حققت معارضة المواطنين بعض النجاح، على سبيل المثال، رفعت جماعات بيئية دعوى قضائية ضد مشروع استصلاح منطقة Saemangeum، مما أجبر المشروع على أخذ المسائل البيئية في الاعتبار (Koh & de Jonge 2014; Song *et al.*, 2014). وفقًا للاتحاد الدولي لحماية الطبيعة (2023)، وعلى الرغم من الجهود المبذولة لتعزيز حماية الموائل في البحر الأصفر، وخاصة في منطقة المد والجزر، فإن منحى أعداد معظم الأنواع تستمر في الانخفاض (IUCN, 2023).

مصادر أخرى للمعلومات

الوثائق

تقنيات استعادة الموائل الساحلية:

Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques.* Oxford University Press, New York.

الفيديوهات

مثال على الفوائد الأوسع للمستنقعات المالحة والمسطحات المائية:

Cowden B. (2022, November 08) *Rewilding the Essex coast* [video]. Vimeo. www.vimeo.com/768722918

المراجع

An S.Q., Gu B.H., Zhou C.F., Wang Z.S., Deng, Z.F., *et al.* (2007) Spartina invasion in China: Implications for invasive species management and future research. *Weed Research*, **47**, 183–191. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2007.00559.x

Arkema K.K., Guannel G., Verutes G., Wood S.A., Guerry A., *et al.* (2013) Coastal habitats shield people and property from sea-level rise and storms. *Nature Climate Change*, **3**, 913–918. https://doi.org/10.1038/nclimate1944

Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. & Rehfisch M.M. (2001) *The Success of Creation and Restoration Schemes in Producing Intertidal Habitat Suitable for Waterbirds (ENRR425).* English Nature Research Reports, no. 425. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026

Barbier E.B., Hacker S.D., Kennedy C., Koch E.W., Stier A.C. & Silliman B.R. (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, **81**, 169–193. https://doi.org/10.1890/10-1510.1

Bayraktarov E., Saunders M.I., Abdullah S., Mills M., Beher J., *et al.* (2016) The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, **26**, 1055–1074. https://doi.org/10.1890/15-1077

Bell J.D., Kronen M., Vunisea A., Nash W.J., Keeble G., *et al*. (2009) Planning the use of fish for food security in the Pacific. *Marine Policy*, **33**, 64–76. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.04.002

Bessa F., Barría P., Neto J.M., Frias J.P.G.L., Otero V., *et al*. (2018) Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **128**, 575–584. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.044

Bishop M.J., Murray S., Swearer S.E. & Keith D.A. (2020) MT1.2 Muddy shorelines. In: *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups* (ed. by D.A. Keith, J.R. Ferrer-Paris, E. Nicholson, & R.T. Kingsford). IUCN, International Union for Conservation of Nature. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.13.en

Boorman L. (2003) *Saltmarsh Review: An Overview of Coastal Saltmarshes, Their Dynamic and Sensitivity Characteristics for Conservation and Management (JNCC Report 334)*. JNCC: Peterborough. Available at: https://data.jncc.gov.uk/data/4c1a28e7-de13-4ff5-b7c8-088e879e5a1a/JNCC-Report-334-FINAL-WEB.pdf

Campbell A.D., Fatoyinbo L., Goldberg L. & Lagomasino D. (2022) Global hotspots of salt marsh change and carbon emissions. *Nature*, **612**, 701–706. https://doi.org/10.1038/s41586-022-05355-z

Casagrande D.G. (1997) *The full circle: A historical context for urban salt marsh restoration*. *Restoration of an Urban Salt Marsh: An Interdisciplinary Approach* (ed. by D.G. Casagrande), pp. 13–40. Yale School of Forestry & Environmental Studies. Available at: https://www.researchgate.net/publication/322298069_The_full_circle_A_historical_context_for_urban_salt_marsh_restoration

Charlier R.H., Chaineux M.C.P. & Morcos S. (2005) Panorama of the history of coastal protection. *Journal of Coastal Research*, **2005**, 79–111. https://doi.org/10.2112/03561.1

Chen Z.L. & Lee S.Y. (2022) Tidal flats as a significant carbon reservoir in global coastal ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, **9**, 900896. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.900896

Chung J., Kim J.H. & Lee E.J. (2021) Spatial distribution of halophytes and environment factors in salt marshes along the eastern Yellow Sea. *Journal of Ecology and Environment*, **45**, 28. https://doi.org/10.1186/s41610-021-00202-0

Civille J.C., Sayce K., Smith S.D. & Strong D.R. (2005) Reconstructing a century of *Spartina alterniflora* invasion with historical records and contemporary remote sensing. *Écoscience*, **12**, 330–338. https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-330.1

Cloern J.E., Foster S.Q. & Kleckner A.E. (2014) Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences*, **11**, 2477–2501. https://doi.org/10.5194/bg-11-2477-2014

Conway W.C., Smith L.M. & Ray J.D. (2005) Shorebird habitat use and nest-site selection in the Playa Lakes Region. *Journal of Wildlife Management*, **69**, 174–184. https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069%3C0174:SHUANS%3E2.0.CO;2

Crooks J.A. (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, **97**, 153–166. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970201.x

Cutajar J., Shimeta J. & Nugegoda D. (2012) Impacts of the invasive grass *Spartina anglica* on benthic macrofaunal assemblages in a temperate Australian saltmarsh. *Marine Ecology Progress Series*, **464**, 107–120. https://doi.org/10.3354/meps09826

Daiber F. (1986) *Conservation of Tidal Marshes*. Van Nostrand Reinhold: New York, NY.

Davy A.J. (2000) Development and structure of salt marshes: Community patterns in time and space. In: *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology* (ed. by M.P. Weinstein & D.A. Kreeger), pp. 137–156. Springer Netherlands: Dordrecht. https://doi.org/10.1007/0-306-47534-0_8

Dethier E.N., Renshaw C.E. & Magilligan F.J. (2022) Rapid changes to global river suspended sediment flux by humans. *Science*, **376**, 1447–1452. https://doi.org/10.1126/science.abn7980

Dieter B.E. & McConnaughey R.A. (2003) *Mobile Fishing Gear Effects on Benthic Habitats: A Bibliography (Second Edition)*, U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-135. Available at: https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=7521669f24fdcb63b1b35d6f15f9ee521a89b26d

Duarte C.M., Middelburg J.J. & Caraco N. (2005) Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, **2**, 1–8. https://doi.org/10.5194/bg-2-1-2005

Dyer K.R., Christie M.C. & Wright E.W. (2000) The classification of intertidal mudflats. *Continental Shelf Research*, **20**, 1039–1060. https://doi.org/10.1016/S0278-4343(00)00011-X

FAO (2020) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020: Sustainability in Action*, FAO, Rome, Italy. https://doi.org/10.4060/ca9229en

Feng Y., Sun T., Zhu M.S., Qi M., Yang W., *et al*. (2018) Salt marsh vegetation distribution patterns along groundwater table and salinity gradients in yellow river estuary under the influence of land reclamation. *Ecological Indicators*, **92**, 82–90. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.027

Fidorra J.C., Frederick P.C., Evers D.C. & Meyer K.D. (2015) Selection of human-influenced and natural wetlands by great egrets at multiple scales in the southeastern USA. *The Condor*, **118**, 46–56. https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-117.1

Fujii T. (2012) Climate change, sea-level rise and implications for coastal and estuarine shoreline management with particular reference to the ecology of intertidal benthic macrofauna in NW Europe. *Biology*, **1**, 597–616. https://doi.org/10.3390/biology1030597

Gan X., Cai Y., Choi C., Ma Z., Chen J., *et al*. (2009) Potential impacts of invasive *Spartina alterniflora* on spring bird communities at Chongming Dongtan, a Chinese wetland of international importance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **83**, 211–218. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.03.026

Gan X., Choi C., Wang Y., Ma Z., Chen J., *et al.* (2010) Alteration of habitat structure and food resources by invasive smooth cordgrass affects habitat use by wintering saltmarsh birds at Chongming Dongtan, East China. *The Auk*, **127**, 317–327. https://doi.org/10.1525/auk.2009.09147

Gormsen E. (1997) The impact of tourism on coastal areas. *GeoJournal*, **42**, 39–54. https://doi.org/10.1023/A:1006840622450

Goss-Custard J.D. & Moser M.E. (1988) Rates of change in the numbers of dunlin, *Calidris alpina*, wintering in British estuaries in relation to the spread of *Spartina anglica*. *Journal of Applied Ecology*, **25**, 95–109. https://doi.org/10.2307/2403612

Grantham R., Álvarez-Romero J.G., Mills D.J., Rojas C. & Cumming G.S. (2021) Spatiotemporal determinants of seasonal gleaning. *People and Nature*, **3**, 376–390. https://doi.org/10.1002/pan3.10179

Green J.M.H., Sripanomyom S., Giam X. & Wilcove D.S. (2015) The ecology and economics of shorebird conservation in a tropical human-modified landscape. *Journal of Applied Ecology*, **52**, 1483–1491. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12508

Green-Gray Community of Practice (2020) *Practical guide to implementing green-gray infrastructure*. https://www.conservation.org/projects/global-green-gray-community-of-practice

Gu J., Luo M., Zhang X., Christakos G., Agusti S., *et al*. (2018) Losses of salt marsh in China: Trends, threats and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **214**, 98–109. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.015

Healy T., Wang Y. & Healy J. (eds). (2002) *Muddy Coasts of the World: Processes, Deposits and Functions*. Elsevier Science: Amsterdam.

Higgins S., Overeem I., Tanaka A. & Syvitski J.P.M. (2013) Land subsidence at aquaculture facilities in the Yellow River delta, China. *Geophysical Research Letters*, **40**, 3898–3902. https://doi.org/10.1002/grl.50758

Ihm B.-S., Lee J.-S. & Kim J.-W. (2001) Coastal vegetation on the Western, Southern, and Eastern coasts of South Korea. *Journal of Plant Biology*, **44**, 163–167. https://doi.org/10.1007/BF03030234

Islam S. & Tanaka M. (2004) Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, **48**, 624–649. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.004

IUCN (2023) *The 2023 IUCN Situation Analysis on Ecosystems of the Yellow Sea with Particular Reference to Intertidal and Associated Coastal Habitats.* IUCN: Bangkok, Thailand. Available at: https://www.iucn.org/sites/default/files/2023-04/iucn-ys-situation-analysis-2023-final_0.pdf

Jackson M.V., Carrasco L.R., Choi C.-Y., Li J., Ma Z., *et al*. (2019) Multiple habitat use by declining migratory birds necessitates joined-up conservation. *Ecology and Evolution*, **9**, 2505–2515. https://doi.org/10.1002/ece3.4895

Jackson M.V., Choi C.-Y., Amano T., Estrella S.M., Lei W., *et al*. (2020) Navigating coasts of concrete: Pervasive use of artificial habitats by shorebirds in the Asia-Pacific. *Biological Conservation*, **247**, 108591. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108591

Jackson M.V., Fuller R.A., Gan X., Li J., Mao D., *et al*. (2021) Dual threat of tidal flat loss and invasive *Spartina alterniflora* endanger important shorebird habitat in coastal mainland China. *Journal of Environmental Management*, **278**, 111549. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111549

Keith D.A., Ferrer-Paris J.R., Nicholson E. & Kingsford R.T. (eds.) (2020a) *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups.* International Union for Conservation of Nature: Gland, Switzerland. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.13.en

Keith D.A., Altieri A., Loidi J. & Bishop M.J. (2020b) MFT1.3 Coastal saltmarshes and reedbeds. In: *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups* (ed. by D.A. Keith, J.R. Ferrer-Paris, E. Nicholson, & R.T. Kingsford). International Union for Conservation of Nature: Gland, Switzerland. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.13.en

Kim E.-K., Kil J., Joo Y.-K. & Jung Y.-S. (2015) Distribution and botanical characteristics of unrecorded alien weed *Spartina anglica* in Korea. *Weed & Turfgrass Science*, **4**, 65–70. https://doi.org/10.5660/WTS.2015.4.1.65

Kim S., Yu C.H., Ruesink J.L. & Hong J.-S. (2023) Vertical distribution of the salt marsh invader *Spartina alterniflora* and native halophytes on the west coast of Korea in relation to tidal regimes. *Aquatic Invasions*, **18**, 331–349. https://doi.org/10.3391/ai.2023.18.3.104556

Koh C.-H. & de Jonge V.N. (2014) Stopping the disastrous embankments of coastal wetlands by implementing effective management principles: Yellow Sea and Korea compared to the European Wadden Sea. *Ocean & Coastal Management*, **102**, 604–621. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.001

Kolbek J., Dostálek J., Jarolímek I., Ostrý I. & Sek-Ha L. (1989) On salt marsh vegetation in North Korea. *Folia geobotanica & phytotaxonomica*, **24**, 225–251. https://doi.org/10.1007/BF02854541

Kummu M., de Moel H., Salvucci G., Viviroli D., Ward P.J., *et al*. (2016) Over the hills and further away from coast: global geospatial patterns of human and environment over the 20th–21st centuries. *Environmental Research Letters*, **11**, 034010. http://doi.org/10.1088/1748-9326/11/3/034010

Lai S., Loke L.H.L., Hilton M.J., Bouma T.J. & Todd P.A. (2015) The effects of urbanisation on coastal habitats and the potential for ecological engineering: A Singapore case study. *Ocean & Coastal Management*, **103**, 78–85. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.006

Lei, W., Masero, J.A., Piersma, T., Zhu, B., Yang, H.-Y. & Zhang, Z. (2018) Alternative habitat: the importance of the Nanpu Saltpans for migratory waterbirds in the Chinese Yellow Sea. *Bird Conservation International*, **28**, 549–566. https://doi.org/10.1017/S0959270917000508

Li D., Chen S., Lloyd H., Zhu S., Shan K. *et al*. (2013) The importance of artificial habitats to migratory waterbirds within a natural/artificial wetland mosaic, Yellow River Delta, China. *Bird Conservation International*, **23**, 184–198. https://doi.org/10.1017/S0959270913000099

Li S.-H., Ge Z.-M., Tan L.-S., Zhou K. & Hu Z.-J. (2021) Coupling *Scirpus* recruitment with *Spartina* control guarantees recolonization of native sedges in coastal wetlands. *Ecological Engineering*, **166**, 106246. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106246

Luo S., Cai F., Liu H., Lei G., Qi H. *et al*. (2015) Adaptive measures adopted for risk reduction of coastal erosion in the People's Republic of China. *Ocean & Coastal Management*, **103**, 134–145. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.08.008

Lyu C., Zhang S., Ren X., Liu M., Leung K.-S.K. *et al*. (2023) The effect of *Spartina alterniflora* eradication on waterbirds and benthic organisms. *Restoration Ecology*, **31**, e14023. https://doi.org/10.1111/rec.14023

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6

Macreadie P.I., Costa M.D.P., Atwood T.B., Friess D.A., Kelleway J.J. *et al*. (2021) Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment*, **2**, 826–839. https://doi.org/10.1038/s43017-021-00224-1

Madden B., Jennings E. & Jeffrey D.W. (1993) Distribution and ecology of *Zostera* in Co. Dublin. *The Irish Naturalists' Journal*, **24**, 303–310.

Maxwell T.L., Rovai A.S., Adame M.F., Adams J.B., Álvarez-Rogel J. *et al*. (2023) Global dataset of soil organic carbon in tidal marshes. *Scientific Data*, **10**, 797. https://doi.org/10.1038/s41597-023-02633-x

Melville D. (2018) China's coasts – a time for cautious optimism? *Wader Study*, **125**, 1-3. https://doi.org/10.18194/ws.00103

Melville D.S., Chen Y. & Ma Z. (2016). Shorebirds along the Yellow Sea coast of China face an uncertain future - A review of threats. *Emu*, **116**, 100-110. https://doi.org/10.1071/MU15045

Miao D. & Xue Z. (2021) The current developments and impact of land reclamation control in China. *Marine Policy*, **134**, 104782. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104782

Murray N.J., Clemens R.S., Phinn S.R., Possingham H.P. & Fuller R.A. (2014) Tracking the rapid loss of tidal wetlands in the Yellow Sea. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 267–272. https://doi.org/10.1890/130260

Murray N.J., Ma Z. & Fuller R.A. (2015) Tidal flats of the Yellow Sea: A review of ecosystem status and anthropogenic threats. *Austral Ecology*, **40**, 472–481. https://doi.org/10.1111/aec.12211

Nelson J.L. & Zavaleta E.S. (2012) Salt marsh as a coastal filter for the oceans: Changes in function with experimental increases in nitrogen loading and sea-level rise. *PLOS ONE*, **7**, e38558. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038558

Officer C., Smayda T. & Mann R. (1982) Benthic filter feeding: A natural eutrophication control. *Marine Ecology Progress Series*, **9**, 203–210. https://doi.org/10.3354/meps009203

Olmstead N.C. & Fell P.E. (1974) Bulletin No. 20: Tidal marsh invertebrates of Connecticut. *Bulletins*, Paper 19. Available at: http://digitalcommons.conncoll.edu/arbbulletins/19

Passeri D.L., Hagen S.C., Medeiros S.C., Bilskie M.V., Alizad K., *et al*. (2015) The dynamic effects of sea level rise on low-gradient coastal landscapes: A review. *Earth's Future*, **3**, 159–181. https://doi.org/10.1002/2015ef000298

Peng H.-B., Chan Y.-C., Compton T.J., Cheng X.-F., Melville D.S., *et al.* (2021) Mollusc aquaculture homogenizes intertidal soft-sediment communities along the 18,400 km long coastline of China. *Diversity and Distributions*, **27**, 1553–1567. https://doi.org/10.1111/ddi.13302

Pontee N. (2013) Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management*, **84**, 204–207. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.07.010

Pontee N., Narayan S., Beck M.W. & Hosking A.H. (2016) Nature-based solutions: Lessons from around the world. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Maritime Engineering*, **169**, 29–36. https://doi.org/10.1680/jmaen.15.00027

Reed D., Van Wesenbeeck B., Herman P.M.J. & Meselhe E. (2018) Tidal flat-wetland systems as flood defences: Understanding biogeomorphic controls. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **213**, 269–282. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.017

Reise K., Buschbaum C., Lackschewitz D., Thieltges D.W., Waser A.M., *et al*. (2023) Introduced species in a tidal ecosystem of mud and sand: Curse or blessing? *Marine Biodiversity*, **53**, 5. https://doi.org/10.1007/s12526-022-01302-3

Rentier E.S. & Cammeraat L.H. (2022) The environmental impacts of river sand mining. *Science of The Total Environment*, **838**, 155877. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155877

Rocha A.R., Ramos J.A., Paredes T. & Masero J.A. (2017) Coastal saltpans as foraging grounds for migrating shorebirds: An experimentally drained fish pond in Portugal. *Hydrobiologia*, **790**, 141–155. https://doi.org/10.1007/s10750-016-3025-y

Rogers D.I. (2003) High-tide roost choice by coastal waders. *Wader Study Group Bulletin*, **100**, 73–79.

Rogers D.I., Piersma T. & Hassell C.J. (2006) Roost availability may constrain shorebird distribution: Exploring the energetic costs of roosting and disturbance around a tropical bay. *Biological Conservation*, **133**, 225–235. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.007

Rosa S., Encarnação A.L., Granadeiro J.P. & Palmeirim J.M. (2006) High water roost selection by waders: Maximizing feeding opportunities or avoiding predation? *Ibis*, **148**, 88–97. https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2006.00497.x

Scarton F. & Montanari M. (2015) Use of artificial intertidal sites by birds in a Mediterranean lagoon and their importance for wintering and migrating waders. *Journal of Coastal Conservation*, **19**, 321–334. https://doi.org/10.1007/s11852-015-0394-8

Song T.-S., Yang M.-S. & Kim C.S. (2014) The Saemangeum Reclamation Project and politics of regionalism in South Korea. *Ocean & Coastal Management*, **102**, 594–603. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.08.017

Sripanomyom S., Round P.D., Savini T., Trisurat Y. & Gale G.A. (2011) Traditional salt-pans hold major concentrations of overwintering shorebirds in Southeast Asia. *Biological Conservation*, **144**, 526–537. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.008

Stokstad E. (2023) China battles alien marsh grass at unprecedented scale. *Science*, **379**, 972. https://doi.org/10.1126/science.adh5139

Studds C.E., Kendall B.E., Murray N.J., Wilson H.B., Rogers D.I., *et al*. (2017) Rapid population decline in migratory shorebirds relying on Yellow Sea tidal mudflats as stopover sites. *Nature Communications*, **8**, 14895. https://doi.org/10.1038/ncomms14895

Sun Z., Sun W., Tong C., Zeng C., Yu X., *et al*. (2015) China's coastal wetlands: Conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. *Environment International*, **79**, 25–41. https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.02.017

Sutherland W.J., Taylor N.G., MacFarlane D., Amano T., Christie A.P., *et al*. (2019) Building a tool to overcome barriers in research-implementation spaces: The Conservation Evidence database. *Biological Conservation*, **238**, 108199. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108199

Syvitski J.P.M., Kettner A.J., Overeem I., Hutton E.W.H., Hannon M.T., *et al*. (2009) Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, **2**, 681–686. https://doi.org/10.1038/ngeo629

Syvitski J.P.M., Vörösmarty C.J., Kettner A.J. & Green P. (2005) Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, **308**, 376–380. https://doi.org/10.1126/science.1109454

Tang M. & Kristensen E. (2010) Associations between macrobenthos and invasive cordgrass, *Spartina anglica*, in the Danish Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, **64**, 321–329. https://doi.org/10.1007/s10152-009-0187-2

Taylor N.G., Grillas P., Smith R.K. & Sutherland W.J. (2021) *Marsh and Swamp Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions to Conserve Marsh and Swamp Vegetation*. University of Cambridge: Cambridge, UK. Available at: https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/19

Wang Y.P., Gao S., Jia J., Thompson C.E.L., Gao J., *et al*. (2012) Sediment transport over an accretional intertidal flat with influences of reclamation, Jiangsu coast, China. *Marine Geology*, **291–294**, 147–161. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2011.01.004

Warnock N. (2010) Stopping vs. staging: The difference between a hop and a jump. *Journal of Avian Biology*, **41**, 621–626. https://doi.org/10.1111/j.1600-048x.2010.05155.x

West J.M. & Zedler J.B. (2000) Marsh-creek connectivity: Fish use of a tidal salt marsh in Southern California. *Estuaries*, **23**, 699–710. https://doi.org/10.2307/1352896

Williams D.R., Pople R.G., Showler D.A., Dicks L.V., Child M.F., *et al*. (2013) *Bird Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions.* Pelagic Publishing: Exeter. Available at: https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/2

Yang S. & Chen J. (1995) Coastal salt marshes and mangrove swamps in China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, **13**, 318–324. https://doi.org/10.1007/BF02889465

Yang S.L., Li M., Dai S.B., Liu Z., Zhang J., *et al*. (2006) Drastic decrease in sediment supply from the Yangtze River and its challenge to coastal wetland management. *Geophysical Research Letters*, **33,** L06408. https://doi.org/10.1029/2005gl025507

Yi Y., Gao Y. & Zhang S. (2022) The impact of dams on the river connectivity of the two largest river basins in China. *River Research and Applications*, **38**, 185–193. https://doi.org/10.1002/rra.3892

Zhang Y., He P., Li H., Li G., Liu J., *et al.* (2019) *Ulva prolifera* green-tide outbreaks and their environmental impact in the Yellow Sea, China. *National Science Review*, **6**, 825–838. https://doi.org/10.1093/nsr/nwz026

Zuo P., Zhao S., Liu C., Wang C. & Liang Y. (2012) Distribution of *Spartina* spp. along China's coast. *Ecological Engineering*, **40**, 160–166. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.014

القسم 2 التخطيط

إرشادات حول...

اتخاذ القرارات المستندة إلى الأدلة لإدارة الحفاظ

التخطيط لاستعادة المناطق الساحلية وتحديد الأهداف

Conservation Guidance Series No. 1, v1.0

إرشادات حول اتخاذ القرارات المستندة إلى الأدلة لإدارة الحفاظ

Rebecca K. Smith[1], **Vanessa Cutts**[1] **& William J. Sutherland**[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge

Completed: 05.4.2024

Cite as: Smith R.K., Cutts V. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on making evidence-based decisions for conservation management*. Conservation Guidance Series No. 1, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/HTWX1770

التعاريف

- **الأدلة** = كل من البيانات والمعلومات والمعرفة والحكمة ذات الصلة المستخدمة لتقييم افتراض ما (Salafsky *et al.*, 2019).
- **الممارسة القائمة على الأدلة** = مراعاة الأدلة في عملية اتخاذ القرار.
- **الإرشاد القائم على الأدلة** = مصدر موثوق للمعلومات والتوصيات بناءً على أفضل الأدلة المتاحة والمحدثة للمساعدة في اتخاذ القرار (Downey *et al.*, 2022).

يهدف هذا القسم إلى توضيح كيف يمكن للأدلة أن تساعد في اتخاذ القرار. ويشتمل على ثلاثة عناصر.

- أولاً، وصف أهمية كون الإرشادات مستندة إلى الأدلة والمبادئ اللازمة لإنشاء إرشادات مستندة إلى الأدلة.
- ثانياً، سرد مجموعة من المصادر المحتملة للأدلة
- ثالثًا وأخيراً تحديد بإيجاز المبادئ اللازمة لاتخاذ القرار المستند إلى الأدلة.

إنشاء إرشادات مبنية على الأدلة

ولضمان موثوقية الإرشادات، قدم Downey *et al.* (2022) مجموعة من "المبادئ لإنتاج إرشادات مستندة إلى الأدلة" (انظر المربع 1 أدناه). وتتمثل العناصر الأساسية في أن تستند الإرشادات إلى أدلة حديثة وذات صلة وتدمج معرفة وخبرة الخبراء والممارسين. ومن الاعتبارات المهمة أن تكون الإرشادات شفافة بشأن مصادرها مع بذل جهد شامل لتضمين الأدلة لدعم الادعاءات والافتراضات المقدمة. وهذا يخلق الشفافية من خلال السماح للقارئ بتحديد المصدر الأصلي (إذا لزم الأمر) الذي شكل الأساس لكل إدعاء. إن استخدام الأدلة لكتابة الإرشادات بهذه الطريقة يمكن أن يضمن اتخاذ قرارات فعالة بناءً على المعلومات المتاحة حاليًا.

بالإضافة إلى إعلامنا بفعالية (أو عدم فعالية) الإجراءات، فإن استخدام الأدلة يساعد أيضًا في تحديد الثغرات المعرفية. ويتم الكشف عن هذه الثغرات المعرفية عندما لا توجد معلومات موثقة (أو تكون قليلة جدًا)، على سبيل المثال لمجموعة معينة من الأنواع أو بلد أو إجراء معين. يمكن أن يساعد استشارة الممارسين في سد هذه الثغرات، ولكن يجب أيضًا الرجوع إلى معرفة الممارسين واستشارتهم. إن فهم مكان وجود الثغرات في معرفتنا يمكّن من تحديد أولويات الأبحاث المستقبلية (Christie *et al.*, 2021).

إن الكثير من الإرشادات الحالية المتعلقة بالحفاظ لا تستند إلى الأدلة: فالقليل من وثائق الإرشادات تتضمن قائمة مرجعية، وحتى القليل منها يوفر مصادر لتبرير الإجراءات الموصى بها (Downey *et al.*, 2022). ويشكل هذا مشكلة عندما تؤثر الإرشادات على عملية اتخاذ القرار، وخاصة إذا كانت هذه القرارات تؤدي إلى استثمار كبير للوقت والمال والعمالة في إجراءات لا يوجد دليل على فعاليتها.

الصندوق 1 مبادئ إنتاج الإرشادات المستندة إلى الأدلة

اقتباس من (Downey *et al.*, 2022)

جمع الأدلة

1- ينبغي مراجعة الأدلة العلمية ودمجها عند صياغة التوصيات حيثما كانت متاحة.

مراجعة الأدلة العلمية المتاحة بشأن إجراءات الحفاظ (سواء من الدراسات المُحكّمة، أو قواعد البيانات أو المراجع غير الرسمية أو من استشارة الخبراء) واستخلاص الرسائل الرئيسية لإعلام تطوير التوصيات. هناك الآن العديد من قواعد البيانات المتاحة التي تلخص الأدلة ذات الصلة، مثل conservationevidence.com, environmentalevidence.org وقواعد البيانات التي تجمع المراجع غير الرسمية كموارد علم البيئة التطبيقية-(www.britishecologicalsociety.org/applied ecology-resources). يمكن أن يؤدي ذلك إلى تقليل وقت البحث والقراءة والتفسير بشكل كبير، فضلاً عن التغلب على حواجز الوصول. يجب على أصحاب المصلحة مراجعة الأدلة للحكم على قوتها وأهميتها (Salafsky *et al.*, 2019) وتقييمها جنبًا إلى جنب مع خبرة ومعرفة مجموعات أصحاب المصلحة، والتي يجب أن تشمل الخبراء ذوي الصلة. يجب ذكر التاريخ ومصطلحات البحث وقواعد البيانات المستخدمة للبحث عن الأدلة (Haddaway *et al.*, 2015). ينبغي أيضًا مراعاة الدراسات المكتوبة بلغة غير الإنجليزية في البحث لتجنب التحيز(Konno *et al.*, 2020) .

2- *إجراء عمليات بحث متكررة في المراجع بانتظام وتحديث الإرشادات لتشمل الدراسات الجديدة عند الحاجة*

لضمان استناد الإرشادات إلى أحدث المعلومات، ينبغي أن تنص الإرشادات على متى تم البحث في الأدلة وتحديد مواعيد المراجعة. ونقترح مراجعة الأدلة كل خمس سنوات. وينبغي تحديث الإرشادات عندما تتوفر معلومات جديدة بالغة الأهمية. كما ينبغي تحديث الإرشادات القديمة ثم أرشفتها، مع توفير روابط واضحة للإصدار المحدث. وإذا كانت خلاصة الأدلة الأصلية تحدد بوضوح مراجعها وتبريرها للتوصيات، فإن تحديث الإرشادات سيكون أسهل وأسرع.

3- يجب أن يكون عرض الأدلة وتفسيرها محايدًا.

يجب تقديم المعلومات بشكل واقعي وموضوعي، ويجب على أولئك المشاركين في جمع الأدلة وتلخيصها أن يعملوا كوسطاء محايدين. قد يكون هذا صعبًا على بعض المؤلفين أو المنظمات المشاركة في إنتاج الإرشادات، وخاصةً عندما يكون هناك هدف تأييدي أو عندما يتشاركوا في إنتاج الأدلة ذات الصلة. لذلك قد يكون من المفيد مراجعة الإرشادات من قبل المحكمين أو إنتاجها بشكل تعاوني عبر مجتمعات الممارسة، لتجنب التحيز الذي يؤثر على عرض الأدلة. قد تجد بعض المنظمات صعوبة في إزالة كل ما يتعلق بالتأييد لبرامج عملها من الإرشادات. يجب ذكر مثل هكذا تضارب في المصالح بصراحةً ووضوح.

4- *ينبغي توضيح التحيز والقيود في المراجع التي تمت مراجعتها بشكل صريح.*

حدد المشكلات (مثل تحيز النشر) وعدم اليقين المتأصل في أي دراسة أو تحليل تجميعي. يجب أيضًا توضيح أي تحيز أو قيود محتملة في استراتيجيات البحث عن الأدلة وتجميعها (Dicks *et al.*, 2017).

5- حيثما أمكن، يتم تقييم وإعداد تقرير عن التكلفة (المالية وغيرها)، والفعالية من حيث التكلفة، والآثار الجانبية للتدخلات المحتملة

ينبغي جمع المعلومات المتعلقة بالتكاليف والنتائج المترتبة على عوامل أخرى غير التنوع البيولوجي حيثما أمكن ذلك. وينبغي أن يشمل ذلك مجالات التضاد المحتملة، على سبيل المثال، مع أولويات التنوع البيولوجي أو الأولويات الاجتماعية والاقتصادية الأخرى. ويمكن أن يساعد هذا في إعلام عملية التوصية.

تقديم التوصيات

6- حدد *نوع ومصدر الأدلة المستخدمة في تقديم التوصيات*.

يجب توضيح الأدلة المستخدمة. وتوثيق عملية المراجعة والمصادر (على سبيل المثال، الأوراق العلمية، والمراجع غير الرسمية، وآراء الخبراء، والمعرفة الأصلية). ويجب تقديم تفاصيل الأساليب إما في وثيقة التوجيه أو في مصدر مرتبط (على سبيل المثال، weblink or QR code) يشرح كيفية تحديد الأدلة واستخراجها. وهذا يسمح بتوفر تفاصيل الدراسات الأصلية لأولئك المهتمين بمزيد من البحث.

7- ينبغي أن تكون قوة الأدلة التي تدعم التوصيات شفافة.

إذا كانت هناك أدلة غير مؤكدة أو متضاربة، فيجب توضيح ذلك، إما من خلال وصف الأدلة صراحةً أو استخدام المصطلحات المناسبة (أدلة قوية، بعض الأدلة، أدلة ضعيفة، دراسات تدعم بشكل أساسي، إلخ). كما يجب أن يكون مقياس الاستدلال واضحًا، مثل ما إذا كانت الأدلة تستند إلى مجموعة فرعية من الظروف أو تختلف باختلاف السياق (على سبيل المثال: الأنواع، الموقع).

8- توضيح الحالات التي تم فيها الإدلاء ببيانات في غياب معلومات الفعالية.

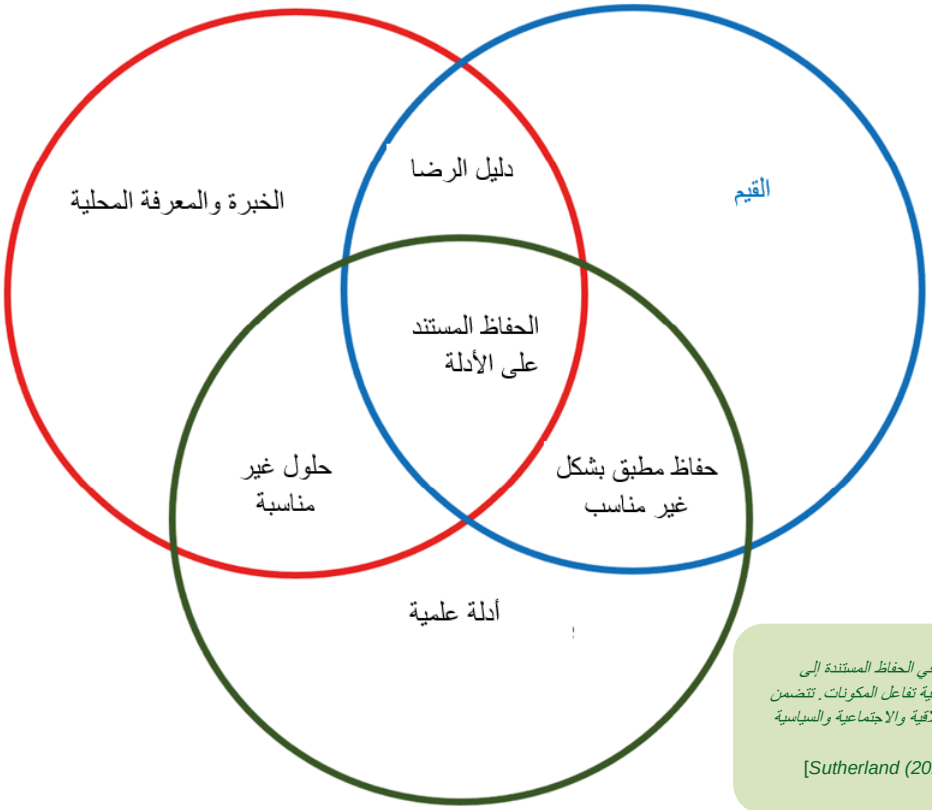
إن توضيح الحالات التي لا يوجد فيها دليل واضح والتوصيات تستند إلى المبادئ الأولية أو النظرية أو الفطرة السليمة لا تزال ذات قيمة عندما يتم تقديمها دون أدلة علمية، على سبيل المثال، بناءً على معرفة وخبرة الممارسين. إن وضع علامات واضحة على هذه الحالات يكشف عن فجوات في التوجيه القائم على الأدلة الذي من شأنه أن يثري البحوث المستقبلية.

9- توضيح الحالات التي تعتمد فيها التوصيات على عوامل أخرى غير أدلة الفعالية (مثل التكاليف والقبول الاجتماعي).

وتستمد بعض التوصيات من مجموعة من العوامل التي تتجاوز قاعدة الأدلة المتاحة، مثل التكاليف المالية أو مدى قبول النتائج والآثار الجانبية من قِبَل أصحاب المصلحة المختلفين. وينبغي توضيح هذا المنطق والعوامل الرئيسية في الإرشادات. على سبيل المثال، قد تكون هناك أدلة جيدة على فعالية إجراء ما، ولكنه قد يكون مكلفًا للغاية أو غير مقبول اجتماعيًا وبالتالي لا يوصى به.

اتخاذ القرارات المستندة إلى الأدلة

لا يوجد أي اقتراح بأن يتبع المستخدمون ببساطة محتوى أي إرشادات. وبدلاً من ذلك، فإن الممارسة الموصى بها هي الجمع بين الأدلة العلمية المتاحة (إذا تم استخدام الإرشادات، فيجب أيضًا تحديثها بمواد أحدث) مع الخبرة والمعرفة المحلية بالإضافة إلى القيم؛ ويوضح الشكل 1 هذه العملية.



الشكل 1. دور الأدلة في الحفاظ المستندة إلى الأدلة، مع توضيح كيفية تفاعل المكونات. تتضمن القيم الاهتمامات الأخلاقية والاجتماعية والسياسية والاقتصادية
[المصدر من: Sutherland (2022).]

هناك ثماني مراحل رئيسية لاتخاذ القرار مدرجة أدناه مع أوصاف لأفضل الممارسات (Sutherland in prep.). للحصول على تفاصيل حول الأساليب المتبعة لتنفيذ كل مرحلة بدقة، راجع: Sutherland (2022).

تحديد التحدي وتأطيره: صِغ القضية أو القضايا التي توجد فيها مشكلات أو فرص تؤدي إلى الحاجة إلى اتخاذ قرارات. صِغ القضية من حيث ما تم اتخاذ القرار بشأنه، بما في ذلك القضايا التي لم يتم اتخاذ القرار بشأنها والأهداف التي يتم السعي إلى تحقيقها.

حدد من يجب استشارته: ضع في اعتبارك من يجب أن يشارك في اتخاذ القرارات، والإشراف على القرارات، ومن يجب استشارته أو إعلامه. يعد تحليل أصحاب المصلحة نقطة بداية جيدة.

البحث في المشكلة: ابحث عن أسباب المشكلة وعواقبها. قد يؤدي البحث إلى تعديلات على التحدي، على سبيل المثال عن طريق جعله أكثر تحديدًا.

تحديد الخيارات: أظهرت إحدى الدراسات أن الممارسين كانوا على دراية بنسبة 57٪ فقط من الخيارات الممكنة لموضوع معين (Walsh *et al.*, 2015). إن تصفح الحلول، والذي يتم فيه استخراج الخيارات من المراجع والممارسين، متبوعًا بالمشاورات الواسعة النطاق لجمع المزيد من الخيارات، هو نهج لضمان قائمة شاملة إلى حد معقول.

تحديد الأدلة ذات الصلة: تحديد الدراسات ذات الصلة إذا تم استخراجها بالفعل أو البحث في الأدبيات إذا لم يكن الأمر كذلك. يقترح القسم أدناه مصادر الأدلة.

تقييم الأدلة: يتم تقييم كل جزء من الأدلة وفقًا لموثوقيتها وأهميتها. ثم يتم دمج الأدلة التي تم تقييمها لتلخيص الاستنتاجات. بالنسبة للإجراء، سيكون هذا هو قوة التأثير والثقة في النتيجة.

استخدام الخبراء بشكل مناسب: الخبراء يقدمون البيانات ويقيمونها (بدلاً من اتخاذ القرارات، الأمر الذي يتطلب الجمع بين القيم التي قد تختلف عن قيم صانع القرار). تُظهر الدراسات أن هناك العديد من مصادر التحيز التي تؤثر بشكل خطير على دقة الخبراء. هناك مجموعة من التقنيات للحد من هذه التحيزات بما في ذلك أدوات مثل تقنية Delphi وبروتوكول IDEA. إن العناصر الأساسية هي أن يتم التسجيل مع إغفال الشخصية وعدم إظهار هوية المقيّم.

استخدام عملية صنع القرار المنظمة :تختلف المناهج المنظمة وفقًا للقضية، ولكنها تشمل التحليل متعدد المعايير، وخرائط الحجج، ونظريات التغيير، وتحليل التكلفة، والفائدة.

مصادر الأدلة

وفيما يلي بعض مصادر الأدلة التي تنطبق على العديد من مشاريع الحفاظ.

- Conservation Evidence database: تجمع هذه القاعدة البيانات وتلخص الأدلة الموثقة حول فعالية إجراءات الحفاظ (Sutherland *et al.*, 2019). يتم تجميع جميع الإجراءات ذات الصلة بموضوع معين في "ملخص" موضوعي. اعتبارًا من فبراير 2024، تم تجميع الأدلة الخاصة بـ 24 تصنيفًا أو موطنًا مختلفًا.
- What Works in Conservation: يتم إنتاج تحديث سنوي للمعلومات الموجودة في قاعدة بيانات أدلة الحفاظ حول فعالية الإجراءات في شكل كتاب، (What Works in Conservation: Sutherland *et al.*, 2021). يتم أيضًا تقديم جميع المعلومات الموجودة في كل تحديث داخل قاعدة البيانات القابلة للبحث.
- CEEDER (قاعدة بيانات تعاون الأدلة البيئية لمراجعات الأدلة): تورد فيها 1920 مراجعة وخريطة منهجية عبر المجال البيئي.
- PANORAMA: تسمح للممارسين بمشاركة تجاربهم وعكس أرائهم فيها، من خلال وصف مشاريعهم وأي دروس مستفادة.
- RESTOR: قاعدة بيانات لمشاركة الأفكار من مشاريع الحفاظ على الطبيعة واستعادتها.
- Metadataset: مجموعة من البيانات المفتوحة المصدر والمتاحة من المنشورات العلمية. توفر أكثر من 15000 مصدر ذات أحجام مؤثرة، معظمها يتعلق بإدارة الأنواع الغازية.
- أوراق وكتب وتقارير ومستندات أخرى محددة تتعلق بقضية معينة.

المراجع

Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques.* Oxford University Press: New York.

Christie A.P., Amano T., Martin P.A., Petrovan S.O., Shackelford G.E., *et al*. (2021) The challenge of biased evidence in conservation. *Conservation Biology*, **35**, 249–262. https://doi.org/10.1111/cobi.13577

Downey H., Bretagnolle V., Brick C., Bulman C.R., Cooke S.J., *et al*. (2022) Principles for the production of evidence-based guidance for conservation actions. *Conservation Science and Practice*, **4**, e12663. https://doi.org/10.1111/csp2.12663

Salafsky N., Boshoven J., Burivalova Z., Dubois N.S., Gomez A. *et al*. (2019). Defining and using evidence in conservation practice. *Conservation Science and Practice,* **1**, e27. https://doi.org/10.1111/csp2.27

Sutherland W.J., Dicks L.V., Petrovan S.O. & Smith R.K. (eds). (2021) *What Works in Conservation 2021*. Open Book Publishers: Cambridge, UK. https://doi.org/10.11647/OBP.0267

Sutherland W.J. (2022) *Transforming Conservation: A Practical Guide to Evidence and Decision Making*. Open Book Publishers: Cambridge, UK. https://doi.org/10.11647/OBP.0321

Sutherland W.J., Taylor N.G., MacFarlane D., Amano T., Christie A.P., *et al*. (2019) Building a tool to overcome barriers in research-implementation spaces: The Conservation Evidence database. *Biological Conservation*, **238**, 108199. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108199

Walsh J.C., Dicks L.V. & Sutherland W.J. (2015) The effect of scientific evidence on conservation practitioners' management decisions. *Conservation Biology,* **29**, 88–98. https://doi.org/10.1111/cobi.12370

Conservation Guidance Series No. 2, v1.0

إرشادات حول التخطيط لاستعادة المناطق الساحلية وتحديد الأهداف

Lorenzo Gaffi[1], **Vanessa Cutts**[2], **Ward Hagemeijer**[1] **& William J. Sutherland**[2]

1 Wetlands International, The Netherlands
2 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, UK

يجب تقييم الموقع وفهمه بشكل شامل قبل وضع خطة الترميم [مصدر: Edwin Paree]

Completed: 05.4.2024

Cite as: Gaffi L., Cutts V., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on planning coastal restoration and setting targets*. Conservation Guidance Series No. 2, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/POLS6709

إن مشاريع استعادة الموائل الساحلية وترميمها تكون ناجحة عندما تعيد القيم البيئية التي تم تحديدها على أنها فقدت أو تدهورت بسبب الأنشطة البشرية أو الأحداث الطبيعية وتحافظ عليها بنجاح بمرور الوقت. إن تحديد أهداف واضحة هو حجر الزاوية لأي مبادرة ناجحة لاستعادة الموائل، حيث يوفر نقطة مرجعية لتحقيق الأهداف البيئية وغايات الحفاظ والأهداف المجتمعية. في سياق الحفاظ على الطيور الساحلية، يعتمد نجاح استعادة الموائل وترميمها على القدرة على إعادة إنشاء الموائل الحيوية ذات الوظائف البيئية المحددة التي تتناسب مع احتياجات الطيور الساحلية. على سبيل المثال، إذا كان الهدف هو استعادة مسطحات المد والجزر الضرورية لتغذية الطيور الساحلية، فيجب أن تضمن عملية الترميم أن مسطحات المد والجزر التي تمت استعادتها يمكن أن تخدم هذا الغرض بشكل فعال. وذلك يتضمن احترام السمات المورفولوجية لمسطح المد والجزر الطبيعي، ومنع نمو النباتات، فضلاً عن تعزيز عودة الحيوانات القاعية، وضمان مصدر غذائي مناسب وكافٍ للطيور. وبالإضافة إلى تحديد الأهداف، فإن إنشاء رؤية عامة ومشتركة يمكن أن يزيد من حيازة ملكية ومشاركة مجموعات أصحاب المصلحة الرئيسيين.

من الأهمية بمكان أن نفهم التهديدات التي تسببت في تدهور الموائل الطبيعية وأن نضمن معالجتها والتغلب عليها. إن محاولة استعادة النظام البيئي الطبيعي بينما لا تزال التهديدات قائمة لن تؤدي إلا إلى الفشل. على سبيل المثال، لا ينبغي أن تبدأ أنشطة استعادة أشجار المانغروف إلا بعد وقف عمليات قطع الأشجار وإزالة أشجار المانغروف بشكل غير قانوني، وإلا فسيكون من الأفضل والأكثر فعالية من حيث التكلفة ضمان الحفاظ على النظم البيئية الطبيعية القائمة.

وتدعو المبادئ التوجيهية المقدمة هنا إلى اتباع نهج تدريجي لاستعادة الموائل الساحلية، مع وضع الأهداف في صميمه. ويوفر هذا النهج منهجية منظمة وذات هيكلية محددة، مما يسهل اتخاذ القرارات المعتمدة على المعرفة وممارسات الإدارة التكيفية لتحقيق نتائج بيئية مستدامة.

نهج تدريجي لاستعادة الموائل الساحلية:

1. **تحديد المنطقة/المونل/المنظر الطبيعي**: اعتبارات اختيار الموقع: تقييم توزيع النظام البيئي التاريخي، والخصائص الحالية، والتغيرات المستقبلية في المناظر الطبيعية.
2. **التعرف على المنطقة**: التقييم الشامل للموقع: تقييم السمات الجيومورفولوجية والهيدرولوجية والبيئية.
3. **إشراك أصحاب المصلحة**: تحديد أصحاب المصلحة والخبراء وإشراكهم طوال العملية، وتنمية الملكية المحلية ومشاركة الخبراء.
4. **تحديد أهداف محددة وقابلة للقياس وقابلة للتحقيق وذات صلة ومحددة بوقت (SMART)**: تحديد أولويات وأهداف الحفاظ والاستعادة، بناءً على أهداف قابلة للقياس والتحقيق
5. **تحديد طرق تحقيق الأهداف**: تطوير استراتيجيات مبنية على الأدلة العلمية والفهم.
6. **تصميم مشروع ترميم**: تجميع تقييمات الموقع ومدخلات أصحاب المصلحة لصياغة مقترحات المشروع التفصيلية.
7. **وضع خطة ترميم**: خطة عمل مفصلة لتحقيق الأهداف، وتحديد المهام والمسؤوليات والجداول الزمنية.
8. **تطوير استراتيجية للرصد**: تحديد المؤشرات والبروتوكولات والجداول الزمنية للرصد.
9. **البدء في تنفيذ الترميم**: وضع الخطة موضع التنفيذ، تنفيذ التدخلات
10. **تقييم نجاح التدخلات**: تقييم نجاح الترميم: تقييم النتائج مقابل أهداف الاستعادة البيئية.
11. **تكييف خطة الترميم**: التعديلات المستنيرة بالرصد: استخدام بيانات المراقبة للإدارة التكيفية.
12. **توثيق الخطوات**: الاحتفاظ بسجلات التقييمات والاستراتيجيات والتنفيذ.

1.تحديد المنطقة/الموئل/المنظر الطبيعي

عند اختيار موقع الترميم، من المهم التعرف على حدوث العمليات الطبيعية التي يمكن أن تسهل أو تعيق الترميم الناجح. إن المواقع المثالية للترميم هي تلك التي تكون فيها العمليات الطبيعية داعمة ومكملة للتدخلات الهندسية وغيرها من إجراءات الترميم التي يقوم بها الإنسان. ويتماشى هذا العمل المتناغم مع الطبيعة مع مبادئ "البناء مع الطبيعة" (van Eekelen & Bouw, 2020)، بما يضمن أن أعمال الترميم ستكمل الحركيات الطبيعية ومصالح واهتمام أصحاب المصلحة المحليين.

مبادئ البناء مع الطبيعة :

"البناء مع الطبيعة" هو نهج يدمج الحلول القائمة على الطبيعة كجانب أساسي من تصميم البنية التحتية المتعلقة بالمياه للسواحل والأنهار والدلتا والمدن. إنه يستغل القوى الطبيعية لصالح استعادة التنوع البيولوجي والاقتصاد والمجتمع ككل. بالالتزام بمبادئ البناء مع الطبيعة، يجب أن تستفيد جهود الترميم بشكل استراتيجي من الحركيات المتأصلة للموقع المختار بدلاً من معارضتها.

إن أحد الأمثلة العملية لهذا النهج واضح في ترميم السواحل. في هذا السياق، تتضمن الطريقة القابلة للتطبيق لتجديد الساحل المتآكل ترسب الرواسب في مكان واحد، مما يسمح بإعادة التوزيع التدريجي والطبيعي بواسطة الرياح والأمواج والتيارات. تعمل هذه الاستراتيجية على تقليل الاضطراب في النظم البيئية المحلية مع إنشاء مناطق جديدة لأغراض الطبيعة والترفيه (De Vriend *et al*., 2014; Ecoshape, 2020).

وهناك مثال عملي آخر يأتي من النهج المتبع في إطار مشروع "البناء مع الطبيعة" في إندونيسيا في Demak. فقد تم التعامل مع خطر الفيضانات على شريط ساحلي يتعرض للتعرية والذي كان يؤوي ذات يوم غابة من أشجار المانغروف من خلال إنشاء سدود نفاذة مصنوعة من الأحطاب. ويتم وضع هذه السدود لالتقاط الرواسب والمساعدة في إرساء توازن صحي للرواسب. وبمجرد ارتفاع مستوى قاع الشاطئ بدرجة كافية، تبدأ أشجار المانغروف في التجدد بشكل طبيعي، وتشكل دفاعًا طبيعيًا ضد الفيضانات والمزيد من التعرية (Wetlands International & Ecoshape, 2022).

تشمل الاعتبارات الرئيسية لاختيار الموقع: التوزيع التاريخي للنظم البيئية الطبيعية، والخصائص الجيومورفولوجية والبيئية الحالية، وتوقعات التغيرات المستقبلية في المنظر الطبيعي. غالبًا ما تكون إعادة المحاذاة المُدارة فعالة بشكل خاص في المناطق التي تتراكم فيها الرواسب، حيث يمكن تشجيع عمليات الترسيب الطبيعية لإنشاء أو تعزيز الموائل الساحلية (Atkinson, 2001). ولكن في المواقع التي تعاني من التعرية، حيث قد يكون الحفاظ على الدفاعات الساحلية التقليدية مكلفًا، فإن إعادة التنظيم المُدار يوفر نهجًا بديلًا قد يكون أكثر استدامة من الناحية المالية. وعلاوة على ذلك، قد يتطلب الإجراء صيانة مستمرة (على سبيل المثال، الحركة الداخلية المتوقعة للخط الساحلي نتيجة لانحسار المياه وتغير مستوى سطح البحر النسبي). لذلك، يجب النظر في المقايضة بين التكلفة والفائدة جنبًا إلى جنب مع ملاءمة الموقع. وتؤكد هذه الرؤية العملية على أهمية السمات الخاصة بالموقع، وتوجيه نهج الترميم بناءً على الخصائص الموجودة أصلًا للنظام البيئي.

بالطبع، من المهم أن نأخذ في الاعتبار الحالة الحالية للموائل ووظائفها. إذا كانت الموائل متدهورة وغير مثالية للأنواع المستهدفة، فإن إنشاء الموائل قد يكون له فوائد بيئية. إذا كانت الموائل الحالية تعمل بشكل جيد، فقد يكون إنشاء المزيد من مسطحات المد والجزر أو المستنقعات المالحة غير ضروري أو يكون استخدام الموارد غير فعال (Yozzo *et al.*, 2004). وقد يعتمد هذا أيضًا على توافر مساحة كافية لغرض المبيت واستيعاب أعداد متزايدة من الطيور.

2.التعرف على المنطقة: تقييم مفصل للظروف الطبيعية والاجتماعية الاقتصادية

إجراء تقييم شامل للموقع المختار، مع مراعاة خصائصه الجيومورفولوجية والهيدرولوجية والبيئية. إن فهم الحركيات الطبيعية للمنطقة يساعد في اتخاذ قرارات الترميم اللاحقة. تشمل الجوانب الرئيسية التي تتطلب التقييمكل من: نطاق المد والجزر مع مكان الموقع المختار، وخصائص الرواسب، ومستوى التعرض للأمواج، وكمية التآكل وترسب الرواسب، والميزات الطبوغرافية (على سبيل المثال توزيع الجداول المدية)، وتكوين الغطاء النباتي، والبنية القاعية في مناطق مسطحات المد

والجزر، وحالات وجود أشكال الحياة البرية سواء الحالية أو التاريخية، والتغير النسبي المتوقع في مستوى سطح البحر. هذه العوامل محورية في فهم التعقيدات البيئية للموقع، والتنبؤ باستجابته لتدخلات الترميم والتواصل مع أصحاب المصلحة.

قم بتقييم المنطقة مع مراعاة المنظر الطبيعي بنظرة شمولية. إنه من المهم التعرف على خطط التنمية على نطاق المناظر الطبيعية على المستوى الأكبر، مثل بناء الموانئ أو كاسرات الأمواج أو غيرها من الإنشاءات في المناطق الواقعة بين المد والجزر في المناطق المجاورة والتي قد تؤثر على أحجام الرواسب وأنماط التدفق والتيارات المحلية، فضلاً عن التغيرات في تدفقات مياه الأنهار إلى المنطقة، من خلال بناء السدود في اتجاه المنبع والتي قد تؤثر على تدفقات الرواسب إلى الشاطئ.

3.تحديد أصحاب المصلحة والخبراء وإشراكهم طوال العملية

إن ما ينجح وما لا ينجح يعتمد بشكل حاسم على فهم البيئة الاجتماعية والاقتصادية والاستجابة لها. لذلك، فإن إشراك أصحاب المصلحة أمر ضروري لتحقيق النجاح المستدام لمشروع الترميم. إن فهم تصورات أصحاب المصلحة والمفاهيم الخاطئة ومجالات الاهتمام قد يؤثر على التخطيط.

ينبغي تحديد مجموعات أصحاب المصلحة من خلال تحليل أصحاب المصلحة stakeholder analysis (Golder & Gawler, 2005)، وتصنيفهم وفقًا لقطاع عملهم، والوظيفة المسندة لهم، والعوامل الاجتماعية الاقتصادية، وموقفهم من مشروع الترميم. إن هذا التصنيف يرفع من مستوى الجهوزية لمواجهة العقبات المحتملة ويسهل التخطيط الفعال.

إشراك المهنيين من مجالات متنوعة بطريقة متعددة التخصصات لإثراء خطة الترميم بوجهات نظر وخبرات متنوعة. إضافة إلى ذلك، فإنه من الأهمية بمكان تعزيز المشاركة الهادفة من خلال جهود بناء القدرات، وضمان امتلاك أصحاب المصلحة المحليين والمجموعات غير الممثلة للمعرفة وللمهارات اللازمة من أجل المساهمة بنشاط بالفعاليات اللازمة. قد يكون تطوير القدرات ضروريًا لضمان اتفاق المجتمعات المحلية مع السلطات المحلية بشأن العديد من جوانب مشروع الترميم (FAO *et al.*, 2023).

إطار عمل العائدات الأربعة

إطار عمل العائدات الأربعة هو نهج لتقييم جدوى الترميم على نطاق المنظر الطبيعي (على سبيل المثال >100000 هكتار) وتقييم مدى ملاءمة المشاريع الأصغر حجمًا ومساهمتها في المناظر الطبيعية الأوسع. يساعد إطار العمل هذا ذو الخلفية الفكرية والعملية أصحاب المصلحة على تحقيق العائدات في أربعة مجالات - العائدات الاجتماعية والعائدات الطبيعية والعائدات المالية والعائدات الإلهامية الفكرية. يتبع الإطار خمسة عناصر عملية:

1. شراكة المناظر الطبيعية
2. فهم النظام المشترك
3. رؤية المناظر الطبيعية والتخطيط التعاوني
4. اتخاذ الإجراءات
5. المراقبة والتعلم.

يتم تنفيذ العناصر داخل المناظر الطبيعية متعددة الوظائف (بما في ذلك المناطق الطبيعية والمناطق الاقتصادية والمناطق المشتركة) على مدى فترات زمنية واقعية (مؤشر: الحد الأدنى 20 عامًا). يجب أن تمر مشاريع الترميم المتعددة في المناطق ذات الأنواع المختلفة من النظم البيئية بعملية ترتيب وتخطيط قد تستغرق ما يصل إلى عامين.

إن التوافق مع "إطار عمل العائدات الأربعة" يعزز مشاركة أصحاب المصلحة من خلال تعزيز الشراكات على مستوى المناظر الطبيعية وتعزيز جهود التخطيط التعاوني. ومن خلال تبني هذا النهج، تصبح مبادرات الترميم أكثر من مجرد مساعٍ بيئية: فهي تصبح محفزات للعائدات الاجتماعية والاقتصادية والإلهامية. ومن خلال الفهم المشترك لتحديات المناظر الطبيعية والفرص المتاحة لها، يتعاون أصحاب المصلحة في تهيئة وتشكيل رؤية للترميم، مما يضمن أن تكون المشاريع متوافقة مع أهداف المنظر الطبيعي على النطاق الأوسع. وعلاوة على ذلك، فإن التركيز في الإطار على المراقبة والتعلم يمكّن الإدارة التكيفية، مما يسمح لخطط الترميم بالتطور استجابة للظروف المتغيرة وردود أفعال أصحاب المصلحة. تعمل هذه العملية

التكرارية على تعزيز مشاركة أصحاب المصلحة والالتزام الطويل الأجل بجهود الترميم، مما يعزز في نهاية المطاف استدامة المشروع ونجاحه (Sterling *et al.*, 2017; Dudley *et al.*, 2021).

4.حدد أهدافًا محددة وقابلة للقياس وقابلة للتحقيق وواقعية ومحددة زمنيًا بوقت (SMART):

عند تحديد أهداف لاستعادة الموائل، من الضروري اتباع نهج يركز على إعادة الوظائف البيئية بدلاً من التركيز على تقديم سمات أو أعمال فردية (Atkinson *et al.*, 2001). في مجال علم البيئة الترميمي، يتم التمييز بشكل حاسم بين الأهداف البيئية (الحقيقية) وإجراءات الإدارة. تتعلق الأولى بالهدف الشامل المتمثل في استعادة وظيفة بيئية، مثل تحويل مسطحات المد والجزر المتدهورة إلى موطن مزدهر للطيور المائية. من ناحية أخرى، تتضمن الأخيرة إجراءات إدارية محددة، مثل إزالة العشبة الحبلية *Spartina* الغازية، وإدارة النبت الطبيعي الأصلي، وإعادة وضع الرواسب، وما إلى ذلك، والتي يجب اعتبارها وسيلة لتحقيق الهدف البيئي وليس الأهداف نفسها (Bakker *et al.*, 2000).

إن إعادة تفعيل وظيفة بيئية في موقع ما من خلال تدخل الترميم أو تحويل الموئل قد ينطوي على تقليص أو إنهاء وظيفة بيئية أخرى. ولابد عندها من تحديد مثل هذه المقايضات بوضوح والتفكير فيها بعناية. على سبيل المثال، قد يتعارض إنشاء غابة من أشجار المانغروف مع مهام رعاية وتربية الأسماك وتخفيف الأمواج على مسطح مفتوح للمد والجزر أو يقلل من الدور الوظيفي لهذا المسطح كموطن تغذية للطيور الساحلية أو مكان لجمع الرخويات من قبل المجتمعات المحلية. وقد يساعد الدور الوظيفي التاريخي للموقع، إلى جانب ندرة المهمة الوظيفية المستهدفة والطلب عليها، في تحديد المكان الذي يجب أن نستهدفه في مثل هذه المواقف للتقاص والمقايضة.

ويصبح تحديد هدف واضح ومحدد نقطة أساسية لاختيار إجراءات الترميم المناسبة لاستعادة الدور الوظيفي البيئي المرغوب.

معايير أهداف **SMART**

لتعزيز فعالية جهود الاستعادة، يجب أن تلتزم الأهداف بمعايير SMART: أن تكون الأهداف محددة وقابلة للقياس وقابلة للتحقيق وواقعية ومحددة زمنياً بوقت. ومن أمثلة الأهداف المصاغة بشكل جيد:

1. استعادة 50% من مسطح المد والجزر لدعم موائل كأماكن للتغذية والمبيت للطيور المائية في السنوات الخمس المقبلة.
2. زيادة مساحة المستنقعات المالحة بنسبة 50% لتوفير مواقع تعشيش لأنواع الطيور الساحلية المهددة بالانقراض في غضون 5 سنوات.
3. تحسين تركيبة الرواسب لضمان إعادة نمو الحيوانات القاعية للمنطقة المستهدفة، وأن يتكون مجتمع هذه الأحياء من أنواع مناسبة لتغذية الطيور الساحلية.
4. استعادة موقعين فعالين للمأوى أثناء المد المرتفع عن طريق تحويل برك تربية الأحياء المائية إلى مناطق مفتوحة وضحلة من المياه مناسبة للمبيت أثناء المد المرتفع للطيور المائية في غضون عام واحد.

5.تحديد طرق تحقيق الأهداف: وضع استراتيجيات تستند إلى الفهم العلمي

صياغة استراتيجية تحدد الإجراءات المحددة المطلوبة لتحقيق الأهداف المحددة. تحديد تلك الإجراءات التي ستحقق النتائج اللازمة، كخطوات نحو تحقيق الأهداف، استنادًا إلى الأدلة. تحديد أي افتراضات ومخاطر مرتبطة بمثل هذه الإجراءات. قد تتضمن الإجراءات التي تشكل جزءًا من هذه الاستراتيجية تحوير المناظر الطبيعية، أو إدارة الغطاء النباتي، أو تدخلات أخرى مصممة خصيصًا لتلبية الاحتياجات المحددة للنظام البيئي.

تم ذكر العديد من إجراءات الاستعادة في الأقسام أدناه. يجب التأكيد مرة أخرى على أن هذه الإجراءات الفردية ليست الهدف بحد ذاتها، ولكن أحد هذه الإجراءات أو أكثر يؤدي إلى تحقيق هدف الاستعادة البيئية.

6.تصميم مشروع ترميم

من أجل صياغة خطة ترميم فعّالة، يجب أولاً تطوير تصميم المشروع. إن التصميم يدمج النتائج المستمدة من عملية تقييم الموقع وعملية التشاور مع أصحاب المصلحة. حيث تتضمن هذه المرحلة تجميع الفهم العلمي ومدخلات أصحاب المصلحة

لتطوير إطار شامل لجهود الترميم. من خلال تصميم التدخلات لمعالجة التعقيدات البيئية للموقع والتوافق مع المصالح والأولويات المحلية، فإن التصميم يضمن استهداف إجراءات الترميم بشكل فعال. إضافة إلى ذلك، تسهل هذه المرحلة التخطيط الاستباقي لتحديد التحديات والفرص المحتملة، وتعزيز استدامة ونجاح مبادرات الترميم.

ومن المهم أن يتضمن التصميم تبني نهج الإدارة التكيفية، مما يسمح بإجراء التعديلات بناءً على تقييم نتائج الرصد. وبالتالي، ينبغي أن يسهل التصميم بطبيعته الإدارة التكيفية لاستيعاب الظروف المتطورة وتحسين نتائج الترميم.

7.وضع خطة ترميم: خطة عمل مفصلة لتحقيق الأهداف

انطلاقاً من الاستراتيجيات التي تم تحديدها في تصميم المشروع، فإن الخطوة الحاسمة التالية في عملية الترميم تتضمن صياغة خطة ترميم شاملة. وينبغي أن تتعمق هذه الخطة في التفاصيل، وتحدد المهام التفصيلية، وتحدد المسؤوليات، وتضع جداول زمنية لتنفيذ كل استراتيجية محددة. وإذا أمكن، فمن المفيد تحديد الموارد اللازمة، بما في ذلك جوانب مثل العمالة والمعدات والمواد. وينبغي لصياغة الخطة أن تأخذ في الاعتبار أيضًا التحديات المحتملة التي قد تنشأ أثناء التنفيذ، مما يوفر نهجًا استباقيًا للتعامل مع الظروف غير المتوقعة.

إن تطوير خطة الترميم يجب أن يكون جهدًا تعاونيًا، يتم إنشاؤه بالتعاون مع أصحاب المصلحة والشركاء الذين تم تحديدهم خلال الخطوتين 2 و3. يضمن النهج التشاركي مراعاة وجهات النظر المتنوعة، مما يثري الخطة بفهم شامل للمشروع. تعمل خطة الترميم كوثيقة بالغة الأهمية، وتعمل كدليل شامل لجميع المشاركين في المشروع. إن وضوحها يمكّن أي شخص منخرط في المبادرة من فهم أهداف المشروع، وفهم الإجراءات اللازمة، وتحديد نقاط القرار، وقياس المتطلبات المالية الأساسية لنجاح المشروع (Beeston *et al.,* 2023).

8.تطوير استراتيجية للمراقبة

لمتابعة تقدم خطة الترميم ونجاحها، لا غنى عن استراتيجية مراقبة شاملة. وتتضمن هذه الاستراتيجية تحديد المؤشرات الرئيسية وبروتوكولات القياس والجداول الزمنية.

إن تحديد الأهداف ورصد عملية استعادة النظام البيئي هما أمران متشابكان بشكل معقد. فالرصد يعمل كأداة أساسية لتقييم ما إذا كانت الأهداف قد تحققت في غضون إطار زمني محدد. وينبغي أن تتوافق الأساليب المستخدمة مع أهداف المشروع (الخطوة 5)، مع التأكيد على البساطة والعمليات التشاركية والتكاليف.

يجب أن يكون اختيار مؤشرات الرصد مصممًا وفقًا لأهداف المشروع وللنظام البيئي المحدد قيد الترميم وللظروف الفريدة للموقع. يجب أن تتم المراقبة قبل التدخل وبعده. بالإضافة إلى ذلك، يجب أن تقوم عملية المراقبة بمقارنة المؤشرات بين مواقع التدخل وبين المواقع الشاهدة المرجعية، والتي تتم أنشطة الترميم فيها ولا تتم فيها، على التوالي. يهدف هذا التحليل المقارن إلى قياس الفرق الصافي الذي يحدثه المشروع نحو تحقيق الحالة البيئية المرغوبة .

ينبغي أن يتم جمع البيانات وفقًا للمناهج القياسية والعلمية، بما في ذلك على سبيل المثال، مسوحات الغطاء النباتي، ومسوحات القاعيات، وتقييم أعداد الطيور (أثناء المبيت) وكثافاتها (عند التغذية) ومراقبة استخدام الموائل. وقد يكون من المهم أيضًا مراعاة الاستخدام البشري للمواقع في الحالات التي تحتوي فيها المنطقة المستعادة على أنواع مهمة تجاريًا يمكن حصادها.

عندما يكون ذلك متاحًا، يجب إجراء مراقبة الأنواع والموائل وفقًا لبروتوكولات مراقبة منسقة وموحدة. وفي هذا الصدد، تشجع شراكة مسار هجرة الطيور لشرق آسيا وأستراليا (EAAFP) تطوير بروتوكول منسق لمراقبة الطيور المائية والإبلاغ عنها ليتم اعتماده من قبل بلدان مسار هجرة الطيور لشرق آسيا وأستراليا EAAF.

إن تأمين مصادر تمويل مخصصة أو حجوزات ميزانية لأنشطة المراقبة هو أمر ضروري. يعد التعاون مع الإدارات الحكومية ذات الصلة وصناع السياسات وأصحاب المصلحة أمرًا بالغ الأهمية من أجل تسليط الضوء على أهمية المراقبة في تحقيق أهداف استعادة وترميم الموائل. إن توضيح الأدوار والمسؤوليات المتعلقة بالمراقبة ضمن إطار الحوكمة يضمن تخصيص الموارد بكفاءة ومواءمة الحوكمة، مما يعزز فعالية المشروع والاستدامة طويلة الأجل.

أمثلة على المؤشرات المستخدمة في تقييم مشاريع استعادة النظم البيئية للأراضي الرطبة الساحلية. تكون هذه المؤشرات أكثر إفادة عندما تتم مقارنة موقع الاستعادة بخط الأساس قبل الاستعادة والترميم و/أو موقع مرجعي. مقتبس من Cadier *et al.*, (2020) و Atkinson (2001) .

فئة السمة	المؤشرات
الظروف البيولوجية	• ثراء الأنواع وتنوعها • وفرة الأنواع ونسبة تغطية المنطقة والكتلة الحيوية • وجود الأنواع المهددة
الظروف المادية	• الظروف الفيزيائية والكيميائية للتربة والرواسب • المتغيرات الفيزيائية والكيميائية للمياه • قياس الأعماق • شدة التيارات
غياب المهددات	• غياب التهديدات البيولوجية (مثل الأنواع الغازية) عن منطقة الاستعادة • استخراج الموارد من قبل الناس مستدام • مستويات التلوث

9.البدء في تنفيذ خطة الترميم: وضع الخطة موضع التنفيذ

البدء بتنفيذ خطة الترميم، وتنفيذ التدخلات المحددة بعناية مع مراعاة الحساسيات البيئية للموئل.

10.تقييم نجاح التدخلات: مقارنة النتائج بالأهداف المحددة

إن التقييم المتسق لنتائج الترميم في ضوء الأهداف المحددة مسبقًا يشكل أهمية بالغة لتحقيق النجاح. وترتبط فعالية جهود الترميم ارتباطًا وثيقًا بالأهداف المحددة. ومن الأهمية بمكان تقييم النتائج على مستوى الهدف، وليس مجرد مستوى الوسائل. على سبيل المثال، لا يوفر رصد نجاح إزالة عشبة الحبل *Spartina* سوى معلومات عن وجود أو غياب هذا النوع، إلا أنه لا يوفر رؤى حول استعادة صحة مسطحات المد والجزر على نطاق أوسع، على سبيل المثال كموائل للطيور الساحلية، مثل إعادة تأسيس مجتمع المستنقعات المالحة الأصلي.

النجاح الوظيفي هو مفهوم مهم يقيم ما إذا كانت الوظائف البيئية للنظام قد تم استعادتها (Atkinson, 2001). إن هذا يشمل، على سبيل المثال، استعادة قدرة الموائل المدية على دعم السلاسل الغذائية، وتخفيف تأثير الأمواج، وتحسين جودة المياه. ويجب أن تمتد جهود الرصد إلى ما هو أبعد من العوامل المباشرة لتشمل المؤشرات البيئية الأوسع. وفي حالة إعادة تأهيل مسطحات المد والجزر من خلال إزالة نباتات *Spartina*، فإنه وإلى جانب تتبع وجود الأنواع الغازية أو عودتها، من الضروري مراقبة التركيب القاعي لمسطحات المد والجزر المستعادة وعودة مجموعات الطيور باحثة عن الغذاء. إن النجاح المستمر لأي إجراء، فضلاً عن نجاحه الأولي، هو المفتاح لهذا النجاح. ويضمن هذا النهج الشامل إجراء تقييم شمولي، يتماشى مع الأهداف الشاملة للاستعادة ويساهم في نجاح التدخل على المدى الطويل.

إن نظام الاستعادة من فئة الخمس نجوم (www.ser.org/page/SERNews3113) الذي طورته جمعية الاستعادة البيئية وتم تبنيه على نطاق واسع لتقييم نجاح مبادرات الاستعادة في جميع أنحاء العالم، يقدم أداة عملية للمساعدة في تقييم أعمال ترميم واستعادة الموائل. يسمح هذا النهج المنظم بتقييم وترتيب تقدم الموقع نحو استعادة النظام البيئي. باستخدام مقياس من خمس نجوم، يقيم النظام مدى تشابه النظام البيئي المستعاد مع نظام مرجعي، مما يوفر فهمًا شاملاً للاستعادة. يسمح هذا النظام بإجراء تقييمات شاملة أو تقييمات فردية لسمات النظام البيئي المحددة، مما يعزز التحسين المستمر. وبينما يهدف النظام إلى تحقيق استعادة النظام البيئي بشكل كامل، فإنه قابل للتكيف مع المشاريع التي تركز على سمات وظيفية محددة. ومع ذلك، تعتمد موثوقيته على بيانات مراقبة قوية، مما يؤكد على أهمية خطط المراقبة الشاملة المصممة خصيصًا لكل موقع (McDonald T. *et al.*, 2016).

11.تكييف خطة الترميم: المرونة والإدارة التكيفية

استخدام بيانات الرصد لإعلام الإدارة التكيفية. إذا انحرفت النتائج عن التوقعات، فكن مستعدًا لتعديل خطة الترميم وفقًا لذلك، مع ضمان اتباع نهج متجاوب وحركي. قد يتضمن هذا عقد اجتماعات اتصال مع أصحاب المصلحة (على سبيل المثال المراجعات السنوية) لتقييم التقدم، مع خيار تعديل خطة الترميم، مع الحفاظ على الأهداف العامة. في الحالات التي لا يتم فيها تحقيق الهدف المحدد مسبقًا، يلزم إجراء مزيد من التحقيق لفهم ما إذا كان التناقض ناتجًا عن إجراءات ترميم غير مناسبة، أو تنفيذ غير كافٍ، أو أهداف غير واقعية، أو عوامل خارجية غير متوقعة، مثل التغييرات في السياسة الحكومية أو الأحداث الكارثية .

12.توثيق الخطوات: توثيق شامل للرجوع إليه في المستقبل

يجب الاحتفاظ بوثائق تفصيلية طوال العملية بأكملها. ويشمل ذلك سجلات التقييمات، وتحديد الأهداف، والاستراتيجيات، وإجراءات التنفيذ، والموارد المطلوبة، وأي تعديلات تم إجراؤها. ويجب تسجيل جهود الرصد والإبلاغ عن نجاحات وإخفاقات التدخلات. ويجب تلخيص نتائج مشروع الترميم وترجمتها بطريقة يسهل الوصول إليها، بحيث يمكن لصناع القرار، مثل الممارسين وصانعي السياسات، استخدامها. وتوفر الوثائق موردًا قيمًا للرجوع إليه في المستقبل وتزود بأفضل الممارسات لمشاريع الترميم اللاحقة. ويجب النظر في جعل البيانات مفتوحة المصدر، أو إضافة النتائج إلى مستودعات الوصول المفتوح بما في ذلك قواعد البيانات الوطنية أو الدولية.

مصادر أخرى للمعلومات

التصورات العامة لاستعادة السواحل

Yamashita H. (ed.) (2021) *Coastal Wetlands Restoration: Public Perception and Community Development*. Routledge: London.https://doi.org/10.4324/9780367863098

قاعدة بيانات حول خطط استعادة وإعادة تشطيل الموائل الشاطئية (OMReg)

Available at: www.omreg.net/

إرشادات حول تنفيذ البنية التحتية الخضراء الرمادية

Green-Gray Community of Practice (2020) *Practical guide to implementing green-gray infrastructure*. Available at: www.conservation.org/projects/global-green-gray-community-of-practice

إطار عمل العائدات الأربعة – دليل

Available at: https://4returns.commonland.com/lesson/introduction/

أداة لتقييم تعافي النظام البيئي: نظام النجوم الخمس للتعافي

Available at: www.ser.org/page/SERNews3113

المراجع

Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. & Rehfisch M.M. (2001) *The Success of Creation and Restoration Schemes in Producing Intertidal Habitat Suitable for Waterbirds (ENRR425).* English Nature Research Reports, no. 425. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026

Bakker J.P., Grootjans A.P., Hermy M. & Poschlod P. (2000) How to define targets for ecological restoration? Introduction. *Applied Vegetation Science*, **3**, 3–6. https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2000.tb00033.x

Beeston M., Cameron C., Hagger V., Howard J., Lovelock C., *et al*. (eds.) (2023) *Best Practice Guidelines for Mangrove Restoration*. Global Mangrove Alliance: Washington DC. Available at: https://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2023/10/Best-Practice-for-Mangrove-Restoration-Guidelines-v2.pdf

Cadier C., Bayraktarov E., Piccolo R. & Adame M.F. (2020) Indicators of coastal wetlands restoration success: A systematic review. *Frontiers in Marine Science*, **7**, 600220. https://doi.org/10.3389/fmars.2020.600220

Dudley N., Baker C., Chatterton P., Ferwerda W.H., Gutierrez V., *et al*. (2021). *The 4 Returns Framework for Landscape Restoration*. UN Decade on Ecosystem Restoration Report. Commonland, Wetlands International, Landscape Finance Lab and IUCN Commission on Ecosystem Management. Available at: https://www.commonland.com/wp-content/uploads/2021/06/4-Returns-for-Landscape-Restoration-June-2021-UN-Decade-on-Ecosystem-Restoration.pdf

van Eekelen E. & Bouw M. (2020) *Building with Nature, Creating, Implementing and Upscaling Nature-Based Solutions.* nai010 Publishers: Netherlands.

FAO, SER, & IUCN/CEM (2023) *Standards of Practice to Guide Ecosystem Restoration: A Contribution to the United Nations Decade on Ecosystem Restoration: Summary report*, FAO, Rome, Italy. https://doi.org/10.4060/cc5223en

Golder B. & Gawler M. (2005) *Cross-Cutting Tool Stakeholder Analysis*. *Resources for Implementing the WWF Standards.* WWF. Available at: https://awsassets.panda.org/downloads/1_1_stakeholder_analysis_11_01_05.pdf

Sterling E.J., Betley E., Sigouin A., Gomez A., Toomey A., *et al.* (2017). Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation. *Biological conservation*, **209**, 159–171. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.008

McDonald T., Gann G.D., Jonson J., & Dixon K.W. (2016) International Standards for the Practice of Ecological Restoration – Including Principles and Key Concepts. Society for Ecological Restoration: Washington, D.C. https://cdn.ymaws.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/docs/SER_International_Standards.pdf

de Vriend H., van Koningsveld M. & Aarninkhof S. (2014). 'Building with nature': The new Dutch approach to coastal and river works. *ICE Proceedings - Civil Engineering,* **167**, 18–24. https://doi.org/10.1680/cien.13.00003

Yozzo D.J., Wilber P. & Will R.J. (2004) Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. *Journal of Environmental Management*, **73**, 39–52. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.05.008

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها .

القسم 3 مناهج ومقاربات الاستعادة

إرشادات حول...

تيسير تبادل المد والجزر لاستعادة/إنشاء المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

استخدام الرواسب لاستعادة/إنشاء المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

إعادة تشكيل المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

استعادة أو إنشاء الغطاء النباتي للمستنقعات المالحة

إدارة الغطاء النباتي في مسطحات المد والجزر

المكافحة الكيميائية لنباتات العشبة الحبلية ***Spartina* spp.**

المكافحة الفيزيائية لنباتات العشبة الحبلية ***Spartina* spp.**

المكافحة المتكاملة لنباتات العشبة الحبلية ***Spartina* spp.**

Conservation Guidance Series No. 3, v1.0

إرشادات حول تيسير تبادل المد والجزر لاستعادة/إنشاء المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

Vanessa Cutts[1], Paul L.A. Erftemeijer[2], Nigel G. Taylor[1], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[3] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, UK
2 School of Biological Sciences and Oceans Institute, University of Western Australia
3 Wetlands International, The Netherlands

إعادة تنظيم ومحاذاة تتم إدارتها في منطقة Westerschelde، هولندا
[المصدر: Edwin Paree]

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Erftemeijer P.L.A., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on facilitating tidal exchange to restore/create salt marshes and intertidal flats*. Conservation Guidance Series No. 3, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/GQOG7004

الهدف: إنشاء أو استعادة الموائل الساحلية من خلال إعادة تأسيس أو إدارة نظام المد والجزر

التعاريف

- **اللافقاريات القاعية** = اللافقاريات التي تعيش في قاع عمود الماء (الماكرو: >1 مم؛ المتوسط: < 1 مم؛ الميكرو: < 0.1 مم.
- **المد والجزر** = الفترة من المد المرتفع إلى الجزر المنخفض، أي عندما يتراجع خط مياه المد.
- **منطقة المد والجزر** = المنطقة الواقعة بين المد المرتفع والجزر المنخفض.
- **إعادة المحاذاة المُدارة** = تقنية يتم فيها خرق أو إزالة الدفاعات الساحلية (مثل الجدران البحرية) لأجل إعادة التبادل في المد والجزر، مما يسمح لمنطقة كانت محمية سابقًا بأن تصبح مغمورة بالمياه. تُعرف أيضًا باسم "التراجع المُدار."
- **التبادل المنظم للمد والجزر** = يسمح بتدفق منظم لمياه المد والجزر عبر الدفاعات الساحلية الموجودة. يُشار إليه أحيانًا باسم "المد المنخفض المُتحكم فيه."
- **المد النابضي** = المد والجزر الشديد الذي يحدث عندما تكون الشمس والقمر والأرض على نسق محاذاة مما يؤدي إلى قوة جاذبية قوية. تسبب هذه التيارات المدية والجزرية التي تحدث بانتظام أعلى وأخفض مستوى للمد والجزر. وتحدث التيارات المدية النابضية مرتين كل شهر.

1.الوصف

يسمح تبادل المد والجزر بالغمر الدوري بمياه البحر التي تعد سمة مميزة لمسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة. ويمكن تسهيل تبادل المد والجزر من خلال خرق أو إزالة الدفاعات الساحلية القائمة، كما هو الحال في عمليات إعادة المحاذاة المُدارة، أو التحكم في تدفق المد والجزر عبر الدفاعات الساحلية القائمة، كما هو الحال في تبادل المد والجزر المنظم (Ausden, 2007; Scott *et al.*, 2012). غالبًا ما يكون الهدف هو استعادة تبادل المد والجزر إلى المستنقعات المالحة المحتجزة، حيث تمنع الطرق أو الجسور، على سبيل المثال، من تدفق المد والجزر (Ausden, 2007). عادة ما تكون هناك حاجة إلى بناء تشكيلات جديدة في الداخل لحماية البنية التحتية البشرية والأراضي الزراعية من الفيضانات .

وقد استُخدم هذا التدخل على نطاق واسع في أوروبا، وتحديدًا في المملكة المتحدة وألمانيا وهولندا (Wolters *et al.*, 2005; Rupp-Armstrong & Nicholls, 2007; Scott *et al.*, 2012) ومن بين الفوائد الرئيسية لاستبدال الدفاعات الساحلية الصلبة، مثل الجدران البحرية، بالمستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر أن الدفاعات الطبيعية توفر الحماية من الفيضانات مع انخفاض تكاليف الصيانة. وعلى هذا النحو، يمكن أن تتجاوز الفوائد الاقتصادية للتدخل التكاليف، مما يجعل قرارات التمويل واضحة.

2.أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

التأثير على الطيور: من المعروف أن المواقع التي تم فيها استعادة تبادل المد والجزر تدعم الطيور الساحلية، حيث تبدأ أعداد الطيور في الزيادة في غضون عام واحد إلى ثلاثة أعوام (Slavin & Shisler, 1983; Brawley *et al.*, 1998; Atkinson *et al.*, 2004; Natuhara *et al.*, 2005; Badley & Allcorn, 2006; Armitage *et al.*, 2007; Mander *et al.*, 2007; Elliot, 2015). وقد يتغير المجتمع بعد تيسير تبادل المد والجزر، مقارنة بما كان عليه من قبل. على سبيل المثال، في ميناء أوساكا Osaka باليابان، إزدادت أعداد الطيور الساحلية خمسة أضعاف بعد إدخال المد والجزر على الأراضي المستصلحة (Natuhara *et al.*, 2005)، حيث تم استبدال أنواع البط (على سبيل المثال، البطة البرية حمراء الرأس *Aythya ferina*) بطيور الزقزاق (Charadriidae) والشناقب (Scolopacidae). قد يختلف تفضيل الموائل بين الأنواع. فعلى سبيل المثال، في موقع مُعاد ترميمه في كاليفورنيا، أبدى كل من طائر طيطوى Willet (*Catoptrophorus semipalmatus*) وطيور الشناقب (*Limnodromus* spp.) التفضيل لمسطحات المد والجزر الواسعة، بينما فضَّلت طيور القُوق (*Limosa* spp.) والطياطي (*Calidris* spp.) الموائل التي تحتوي على مزيج من المياه ومسطحات المد والجزر (Armitage *et al.*, 2007). لاحظ أنه قد يكون هناك مقايضة عند إنشاء موائل للطيور، بين مساحة مناطق التفريخ ومساحة مناطق التغذية.

التأثير على اللافقاريات: يمكن للافقاريات القاعية الكبيرة أن تستعمر بسرعة، حيث تصل كثافة الكتلة الحيوية إلى مستويات مماثلة لتلك الموجودة في مناطق مماثلة من مسطحات المد والجزر "الطبيعية" في غضون عامين إلى خمسة أعوام (Mazik *et al.*, 2010; Malcom Ausden, pers. comm.)، ولكن قد يستغرق الأمر عقودًا من الزمن حتى يتطور التركيب المجتمعي لها بالكامل (Craft & Sacco, 2003; Reading *et al.*, 2008). ففي مسطحات المد والجزر المستعادة في أوساكا Osaka باليابان، تم استبدال الديدان الطويلة chironomids بكل من الديدان متعددة الأشعار polychaetes والغماريات gammarids بعد إعادة تدفق المد والجزر، وكان هناك عدد أقل من القشريات والرخويات مقارنة بمسطحات المد والجزر الطبيعية في اليابان (Natuhara *et al.,* 2005). إن الوقت الذي تستغرقه اللافقاريات للوصول إلى المستويات الطبيعية يعتمد على خصائص الأنواع ومتطلباتها. على سبيل المثال، في المستنقعات المصطنعة في ولاية كارولينا الشمالية بالولايات المتحدة الأمريكية، وصلت الأنواع ذات المراحل اليرقية المتفرقة إلى مستويات طبيعية في غضون ثلاث سنوات، في حين استغرقت ديدان الأرض (oligochaetes) 25 عامًا للوصول إلى كثافات مماثلة للمستنقعات الطبيعية (Craft & Sacco, 2003) .

التأثير على الغطاء النباتي: في العديد من الحالات التي تم فيها تسهيل تبادل المد والجزر (حيث كانت المناطق ذات ارتفاع مناسب)، تتطور النباتات المميزة للمستنقعات المالحة في غضون عام إلى عامين (Barrett & Niering, 1993; Dagley, 1995; Brockmeyer *et al.*, 1996; Burdick *et al.*, 1996; Roman *et al.*, 2002; Thom *et al.*, 2002; Williams & Orr, 2002; Badley & Allcorn, 2006; Garbutt & Wolters, 2008; Wolters *et al.*, 2008; Hughes *et al.*, 2009; Howe *et al.*, 2010; Mossman *et al.*, 2012; Rochlin *et al.*, 2012; Elliot, 2015; Chang *et al.*, 2016; Flitcroft *et al.*, 2016; Clifton *et al.*, 2018). ومع ذلك، قد يظل مجتمع الغطاء النباتي في المناطق المستصلحة مختلفًا عن المستنقعات المالحة الطبيعية بعد أكثر من 30 و50 عامًا (Elphick *et al.*, 2015; Flitcroft *et al.*, 2016). وفي بعض الحالات، يتبع تيسير تبادل المد والجزر القليل من التغيير أو عدم حدوث أي تغيير في كمية الغطاء النباتي لمدة قد تصل إلى أربع سنوات (Buchsbaum *et al.*, 2006; Konisky *et al.*, 2006; Kadiri *et al.*, 2011).

3.العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

مساحة الموقع: قبل تيسير تبادل المد والجزر، يجب مراعاة مقدار المساحة المتاحة للموائل بين المد والجزر. إذا كانت منشآت البنية الأساسية قريبة جدًا من الساحل، فإن الموائل المدية الجديدة والحياة البرية المرتبطة بها ستكون لها مساحة محدودة للتطور خلف الدفاعات التي تم خرقها (Howe *et al.*, 2010; Morris, 2013). قد يؤثر حجم (وعزلة) موقع الترميم والاستعادة أيضًا على الأنواع التي تستقر هناك. قد لا تتطور المواقع الصغيرة أبدًا إلى الشكل الكامل للتنوع البيولوجي الذي يُرى في المواقع الطبيعية الكبيرة (Atkinson *et al.*, 2004; Wolters *et al.*, 2005). لقد وجدت إحدى الدراسات المرجعية أن أعلى تنوع للأنواع حدث في المواقع التي زادت مساحتها عن 100 هكتار (Wolters *et al.*, 2005). في موقع في اليابان، انخفض عدد طيور الطياطي الكبيرة والشناقب (Scolopacidae) حتى بعد توسيع مسطحات المد والجزر، حيث يُعتقد أن المنطقة (2.6 هكتار) كانت صغيرة جدًا لهذه الأنواع (Natuhara *et al.*, 2005).

الارتفاع: يؤثر الارتفاع على كمية الفيضانات في الموقع، وبالتالي، فإن الموائل التي تتشكل ستتأثر بشدة بالارتفاع الحالي للأرض. وقد وجدت إحدى الدراسات المرجعية أن تنوع الأنواع على مستوى الموقع كان أعلى في المستنقعات المالحة ذات النطاق الارتفاعي الأكبر (Wolters *et al.*, 2005). في أحد المواقع في إنجلترا حيث تم اختراق جدار بحري، فإن هذه المنطقة قد دعمت الطيور المائية الشاتية، ولكن ليس أنواع الطيور الخواضة المفرخة لأن الموقع كان منخفضًا جدًا، مما يعني أن المنطقة بأكملها غمرتها المياه أثناء المد النابضي (Badley & Alcorn, 2006). بالتالي، سيؤدي الحفاظ على إمدادات الرواسب إلى الحفاظ على الارتفاع المطلوب. إن حجم وعدد الاختراقات التي تم تشكيلها يمكن أن يؤثر على كمية الرواسب التي تدخل الموقع، وبالتالي الموائل التي تتطور. تسمح الاختراقات الأوسع أو الأكثر تكرارًا بدخول المزيد من الرواسب إلى الموقع، مما يؤدي لتفضيل تطوير المستنقعات المالحة بدلاً من مسطحات المد والجزر (Morris, 2013). يمكن إضافة مواد ردم إضافية (see Cutts *et al.,* 2024)، ولكن من الأنسب عمومًا أن يتم تحديد الحالة المستهدفة وفقًا لارتفاع/التضاريس الحالية للموقع (Mark Dixon, pers. comm.).

الصرف: قد تكون المستنقعات المالحة جيدة الصرف أكثر مقاومة للتعرية (Atkinson *et al.*, 2001) ويمكن أن تدعم تنوعًا أكبر للأنواع (Wolters *et al.*, 2005). ويمكن أن يؤثر سوء الصرف على أنواع النباتات التي تنمو، مما يؤدي إلى تفضيل تلك التي تتحمل الرطوبة والظروف اللاهوائية (Atkinson *et al.*, 2001). عند استعادة الموائل بين المد والجزر، من المهم تجنب حدوث حالات الغمر الدائمة.

الرواسب: سيعتمد تطوير موائل مسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة أيضًا على مسارات انتقال الرواسب واستقرار الطبقات الأرضية فيما يتعلق بالقوى الهيدروديناميكية السائدة، بما في ذلك كمية طاقة الأمواج التي يمكن أن تتحرك عبر المنطقة التي تم اختراقها (Williams & Orr, 2002; Morris, 2013). إن تركيب وأحجام الحبيبات، وقدرتها على الاحتفاظ بالمياه، ودرجة انضغاط الرواسب، هي أيضًا عوامل مهمة يجب مراعاتها. إن الظروف المحمية داخل مواقع إعادة المحاذاة المُدارة على مصبات الأنهار التي تحتوي على مستويات عالية من الرواسب المعلقة يمكن أن تؤدي إلى معدلات عالية من تراكم الرواسب، مما يؤدي إلى التطور السريع للمستنقعات المالحة على حساب السهول الطينية (Mazik *et al.*, 2010). لاحظ أن حركة الأمواج داخل الموقع يمكن أن تعيد تعليق الرواسب المترسبة، مما يؤدي إلى إبطاء عملية الترسيب من جديد (Morris, 2013).

البعد عن المواقع الطبيعية: إذا تُرك موقع به تبادل مد وجزر مُستعاد ليُعيد نموه بشكل طبيعي، فإن مظهر الغطاء النباتي سيعتمد على مسافته من مصادر جماعات الأنواع المستهدفة، وهو ما سيحدد مدى سهولة استعمارها (Bakker *et al.*, 1996; Elsey-Quirk *et al.*, 2009). إن بذور نباتات المستنقعات المالحة ستصل عبر مياه المد والجزر (Malcom Ausden, pers. comm.). فقد أظهرت الأدلة التجريبية أن المحاريات ثنائية المصاريع bivalves قد استعمرت المنطقة وصولًا عبر عمود الماء، في حين أعاقت الأسوار استعمار الديدان متعددة الأشعار polychaete، مما يشير إلى أن الحركة الجانبية مهمة (Negrello Filho *et al.*, 2006). لاحظ أن المسافة الوظيفية إلى مصادر الجماعات مهمة هنا، وليس المسافة الرقمية: إن البذور التي مصدرها على بعد كيلومتر واحد أعلى على المجرى أو التيار من موقع الاستعادة هو أقرب وظيفيًا من البذور التي مصدرها على بعد كيلومتر واحد أسفل المجرى أو أسفل التيار. إن تنفيذ هذا الإجراء قبل موسم الانتشار قد يسمح للغطاء النبتي بالعودة وإعادة استعمار الموقع بشكل أسرع (Wolters *et al.*, 2005). في أنحاء كثيرة من البحر الأصفر في الصين، كانت عملية استعمار النباتات بطيئة بسبب استصلاح مناطق المستنقعات العليا (David Melville, pers. comm.). الاستعمار البطيء للنباتات المرغوبة قد يعطي فرصة للأنواع الغازية، مثل العشبة الحبلية الناعمة *Spartina alterniflora*، للقيام بذلك والانتشار.

اللافقاريات: يؤثر وجود أنواع مختلفة من اللافقاريات على ما إذا كانت الطيور ستستخدم الموقع. على سبيل المثال، في موقع في المملكة المتحدة، لم توجد فيه طيور آكل المحار الأوراسي *Haematopus ostralegus* حيث لم تكن هناك أفراد كبيرة من المحاريات ثنائية المصاريع، في حين استخدمت طيور الطيطوى الحمراء *Calidris canutus* الموقع بعد أربع سنوات بالتزامن مع ظهور محار المياه المالحة *Macoma balthica* (*Atkinson et al., 2004*).

النبت: قد تؤدي الزيادة الأولية في كمية المياه السطحية في موقع ما إلى القضاء على موطن التكاثر للطيور المتخصصة، ولكن إعادة إنشاء واستعادة نباتات المستنقعات المالحة في النهاية يمكن أن تعيد تهيئة ظروف تكاثر مثالية (Brawley *et al., 1998*).

القرب من الإنشاءات التي صنعها الإنسان: يمكن للإنشاءات التي صنعها الإنسان أن تردع بعض الطيور عن طريق حجب رؤيتها للحيوانات المفترسة (Erftemeijer, 2023). فقد توصلت إحدى الدراسات إلى أن تنوع أنواع الطيور الساحلية في موقع مُعاد ترميمه يكون أقل بالقرب من مناطق الإنشاءات التي صنعها الإنسان (Armitage *et al.*, 2007).

4.التنفيذ

خرق الدفاعات الساحلية: يمكن أن يتراوح عرض مجال الاختراق الواحد من 20 مترًا إلى 150 مترًا (Thom *et al.*, 2002; Mazik *et al.*, 2010; Elliot, 2015) ولكن في بعض الحالات يتم إنشاء فتحات متعددة (Hughes *et al.*, 2009). ويعتمد عدد الفتحات المطلوبة على مدى المد والجزر وعمق المياه في المنطقة التي سيتم غمرها (Hand Winterwerp, pers. comm.). يمكن تحديد مكان الفتحات حيث يوجد ممر تصريف موجود (Mark Dixon, pers. comm.). يُنصح ببدء أعمال الحفر أثناء المد والجزر الأوسط، مع انحسار المد، مع إتمام إجراء الخرق النهائي في دورة مد واحدة في يوم واحد فقط (Mark Dixon, pers. comm.). وبمجرد إجراء الخرق النهائي، لا يمكن التراجع، لذا يوصى بتحميل المواد ونقلها بنفس السرعة التي يتم بها حفرها من مكان الخرق النهائي، وأن تكون هناك طرق انسحاب للآلات من أجل الخروج من الموقع بسرعة مع ارتفاع المد (Mark Dixon, pers. comm.).

إذا كانت الفتحات ضيقة للغاية، فقد يتم تقييد تبادل المد والجزر، مما يحد من كمية الرواسب التي تدخل الموقع (Williams & Orr, 2002)، في حين أن الفتحات الأكبر قد تكون أكثر تكلفة. سيؤثر حجم وعدد الفتحات على تكرار وعمق الفيضانات والغمر، وكمية الرواسب التي تدخل الموقع. ولكن يجب الانتباه إلى أن فجوات التآكل يمكن أن تتشكل حول الفتحات وعند قاعدتها، بسبب تدفق المياه بسرعة (Whitehouse, 2006). كما قد تؤثر الأحداث الجوية المتطرفة الناجمة عن تغير المناخ على الفتحات، على سبيل المثال كما حدث مع زيادة الأعاصير في الصين (Huang *et al.*, 2022; David Melville, pers. comm.).

تعديل قنوات تصريف المياه أو الفتحات الأخرى: تقوم قنوات تصريف المياه بتوجيه المياه عبر أو تحت حاجز أو عائق، مثل الطريق. ويمكن إزالة قنوات تصريف المياه أو زيادة قطرها للسماح بالمزيد من تبادل المد والجزر (Streever & Genders, 1997). إن القنوات التي تراوح قطرها من 0.75 إلى 2.10 متر قد سمحت بتدفق مد وجزر كافٍ (Barrett & Niering, 1993; Burdick *et al.*, 1996; Brawley *et al.*, 1998; Roman *et al.*, 2002; Buchsbaum *et al.*, 2006; Wolters *et al.*, 2008). يمكن استخدام القنوات أو الفتحات الأخرى لتبادل المد والجزر المنظم عن طريق وضع بوابات المد والجزر عليها (Ausden, 2007). تتكون هذه البوابات من باب مفصلي يفتح في اتجاه البحر، مما يسمح بتنظيم تدفق المياه ذاتيًا حيث تتسبب قوة المد والجزر في إغلاق البوابة. يمكن استخدام العوامات لفتح البوابة بناءً على التغيرات في مستوى المياه (على سبيل المثال Ridgway & Williams, 2021). يمكن أيضًا استخدام البوابات التي تعمل إلكترونيًا (Ausden, 2007).

الصرف: يمكن إنشاء قنوات لتحسين الصرف وتوفير موائل للبحث عن الطعام من الأسماك واللافقاريات (Olmstead & Fell, 1974; West & Zedler, 2000) وبدلاً من ذلك، يُقترح تطوير نظام صرف طبيعي بعد الحرث العميق لتكسير المصارف الأرضية الموجودة (Mark Dixon, pers. comm.).

الغطاء النباتي: يقترح قطع الغطاء النباتي الأرضي الموجود أو إزالته قبل حدوث الفيضان والغمر، لمنع الموت السريع بعد الاختراق، والذي يمكن أن يؤدي إلى تلوث أنظمة المد والجزر المجاورة (Mark Dixon, pers. comm.). علاوة على ذلك، يجب التوقف عن استخدام المواد الكيميائية على النباتات قبل ستة أشهر من الاختراق لمنع "تذبذب وتدفق" المواد الكيميائية في مياه المد والجزر (Mark Dixon, pers. comm.).

احتجاز المياه العذبة: إن بناء سدود منخفضة المستوى أو حفر بحيرات لاحتجاز أي مياه عذبة قادمة إلى الموقع قبل الاختراق يمكن أن يحسن بشكل كبير من قيمة الموقع للطيور من خلال توفير المياه العذبة للشرب ولتنظيف ريشها (Mark Dixon, pers. comm.).

الجدران المضادة: يمكن الحد من غمر المد والجزر في المنطقة المستهدفة من خلال إنشاء دفاعات جديدة أو "جدران مضادة" (على سبيل المثال Reading *et al.*, 2008). يمكن استخدام الواجهات الجدارية المنحنية لتعكس طاقة الأمواج بشكل أفضل (Mark Dixon, pers. comm.). كما يمكن تحويل مسارات السير الحالية إلى جدران مضادة (Mark Dixon, pers. comm.). قد يصل المد بشكل طبيعي إلى الأراضي المرتفعة في بعض أجزاء الموقع، وفي هذه الحالة قد لا تكون هناك حاجة إلى جدران مضادة (على سبيل المثال Leeds, 2016). قد يكون بناء الجدران المضادة وصيانتها مكلفًا، لذا فإن السماح للمد بالتحرك إلى الأراضي المرتفعة يمكن أن يقلل التكاليف (Mark Dixon, pers. comm.).

حالة دراسية: مستنقع مددات Meddat، محمية خليج نيج Nigg، اسكتلندا

كان مستنقع Meddat في محمية خليج Nigg التابعة للجمعية الملكية لحماية الطيور RSPB أول مستنقع ملحي تم إنشاؤه من خلال إعادة المحاذاة المُدارة في اسكتلندا. إن أكثر من ثلث المستنقع الملحي في خليج Nigg قد فُقد بين عامي 1946 و1977. ولم يكن الجدار البحري الذي بُني في الخمسينيات من القرن العشرين يحتوي على مستنقع ملحي أمامه، مما يعني أنه كان يتعرض للتآكل والتعرية باستمرار بسبب حركة الأمواج، مما أدى إلى ارتفاع تكاليف الصيانة.

اشترت الجمعية الملكية لحماية الطيور مستنقع Meddat من مالك أرض محلي لاستخدامه كموقع لإعادة المحاذاة. وفي العام 2003، تم اختراق الجدار البحري الحالي. وتم حفر فتحتين بعرض 20 مترًا باستخدام آلة حفر ميكانيكية عبر مواقع القنوات الأثرية، مما سمح بدخول سريع للمد ولكن خروج بطيء للجزر. وتم بناء دفاعات ثانوية لمنع غمر الأراضي المجاورة.

الأساس المنطقي لتصميم الخرق: إن استخدام خرقين يوفران غمرًا كافيًا مع الاحتفاظ ببعض الظروف المحمية لنمو النباتات وتطور الجداول. كان إزالة جدار البحر بالكامل مكلفًا للغاية ولن يوفر أي مأوى. إن السماح لجدار البحر بالاختراق بشكل طبيعي كان خيارًا ممكنًا، لكن كان من المفضل وضع الفتحات بشكل استراتيجي.

تم مراقبة الموقع بشكل متكرر قبل وبعد اختراق جدار البحر. بدأت نباتات المستنقعات المالحة في الاستعمار في غضون ستة أشهر. في غضون 10 سنوات، كانت نباتات المستنقعات المالحة مهيمنة وغطت غالبية الموقع؛ تم تسجيل اللافقاريات التي تعيش في الطين والتي تأكلها الطيور، وتم تسجيل 25 نوعًا من الطيور المائية مع ما يصل إلى 2000 فرد يستخدم الموقع، وتشكلت

كمية 20-30 سم من الرواسب. بشكل عام، أدى هذا إلى إنشاء 20 هكتارًا من المستنقعات المالحة و 5 هكتارات من مستنقعات الملح الرائدة وموائل المد والجزر، مما زاد من هذه الموائل بنسبة 23٪ في محمية خليج Nigg. إن جدار البحر لم يتطلب أي صيانة خلال هذا الوقت.

المصادر: Elliot (2015); Video: Restoring salt marsh (youtube.com/watch?v=aiOl8bjctAw)

5. مصادر أخرى للمعلومات

مراجعة مشاريع في المملكة المتحدة:

Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. & Rehfisch M.M. (2001) *The Success of Creation and Restoration Schemes in Producing Intertidal Habitat Suitable for Waterbirds (ENRR425)*. English Nature Research Reports, No. 425. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026

Scott C., Armstrong S., Townend I., Dixon M. & Everard M. (2012) Lessons learned from 20 years of managed realignment and regulated tidal exchange in the UK. In: *Innovative Coastal Zone Management: Sustainable Engineering for a Dynamic Coast*, pp. 365–374. ICE Publishing. https://doi.org/10.1680/iczm.57494

قاعدة بيانات مشاريع إعادة المحاذاة المُدارة:

ABPmer (ABP Marine Environmental Research Ltd) (2015) http://www.abpmer.net/omreg

تصميم الاختراق:

Hudson R., Kenworthy J. & Best M. (eds.) (2022) *Saltmarsh Restoration Handbook*. Environment Agency: Bristol, UK. Available at: https://catchmentbasedapproach.org/wp-content/uploads/2021/10/Saltmarsh_Restoration_Handbook_FINAL_20210311.pdf

محددات المد والجزر:

U.S. Environmental Protection Agency (2020) *Tidal Restriction Synthesis Review: An Analysis of U.S. Tidal Restrictions and Opportunities for their Avoidance and Removal*. Document No. EPA-842-R-20001. Washington, D.C. Available at: https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-12/documents/tidal_restrictions_synthesis_review_final_12.01.20.pdf

إدارة المستنقعات الملحية:

Adnitt H., Brewer D. Cottle R., Hardwick M., John S. *et al*. (2007) *Saltmarsh Management Manual*. R&D Technical Report SC030220. Environment Agency: Bristol, UK. Available at: https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602bf8d8e90e070556671435/Saltmarsh_management_manual_Technical_report.pdf

إدارة الموائل الشاطئية لأغراض الحفاظ:

Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press: New York.

المراجع

Armitage A.R., Jensen S.M., Yoon J.E. & Ambrose R.F. (2007) Wintering shorebird assemblages and behavior in restored tidal wetlands in Southern California. *Restoration Ecology*, **15**, 139–148. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00198.x

Atkinson P.W., Crooks S., Drewitt A., Grant A., Rehfisch M.M. *et al*. (2004) Managed realignment in the UK – the first 5 years of colonization by birds. *Ibis*, **146**, 101–110. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00334.x

Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. & Rehfisch M.M. (2001) *The Success of Creation and Restoration Schemes in Producing Intertidal Habitat Suitable for Waterbirds (ENRR425)*. English Nature Research Reports, no. 425. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026

Badley R. & Allcorn R.I. (2006) Changes in bird use following the managed realignment at Freiston Shore RSPB Reserve, Lincolnshire, England. *Conservation Evidence*, **3**, 102–105. Available at: https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2238

Bakker J.P., Poschlod P., Strykstra R.J., Bekker R.M. & Thompson K. (1996) Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica*, **45**, 461–490. https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1996.tb00806.x

Barrett N.E. & Niering W.A. (1993) Tidal marsh restoration: Trends in vegetation change using a geographical information system (GIS). *Restoration Ecology*, **1**, 18–28. https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.1993.tb00005.x

Brawley A.H., Warren R.S. & Askins R.A. (1998) Bird use of restoration and reference marshes within the Barn Island Wildlife Management Area, Stonington, Connecticut, USA. *Environmental Management*, **22**, 625–633. https://doi.org/10.1007/s002679900134

Brockmeyer R.E., Rey J.R., Virnstein R.W., Gilmore R.G. & Earnest L. (1996) Rehabilitation of impounded estuarine wetlands by hydrologic reconnection to the Indian River Lagoon, Florida (USA). *Wetlands Ecology and Management*, **4**, 93–109. https://doi.org/10.1007/bf01876231

Buchsbaum R.N., Catena J., Hutchins E. & James-Pirri M.-J. (2006) Changes in salt marsh vegetation, *Phragmites australis*, and nekton in response to increased tidal flushing in a New England salt marsh. *Wetlands*, **26**, 544–557. https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[544:cismvp]2.0.co;2

Burdick D.M., Dionne M., Boumans R.M. & Short F.T. (1996) Ecological responses to tidal restorations of two northern New England salt marshes. *Wetlands Ecology and Management*, **4**, 129–144. https://doi.org/10.1007/bf01876233

Chang E.R., Veeneklaas R.M., Bakker J.P., Daniels P. & Esselink P. (2016) What factors determined restoration success of a salt marsh ten years after de-embankment? *Applied Vegetation Science*, **19**, 66–77. https://doi.org/10.1111/avsc.12195

Clifton B.C., Hood W.G. & Hinton S.R. (2018) Floristic development in three oligohaline tidal wetlands after dike removal. *Ecological Restoration*, **36**, 238–251. https://doi.org/10.3368/er.36.3.238

Craft C. & Sacco J. (2003) Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes. *Marine Ecology Progress Series*, **257**, 45–58. https://doi.org/10.3354/meps257045

Cutts V., Erftemeijer P.L.A., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on using sediment to restore/create salt marshes and intertidal flats*. Conservation Guidance Series No. 4, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/QSGB6044

Dagley J.M. (1995) *Northey Island. Managed Retreat Scheme. Results of Botanical Monitoring 1991–1994 (ENRR128)*. English Nature Research Reports no.128. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: https://publications.naturalengland.org.uk/publication/61063

Elliot S. (2015) *Coastal Realignment at RSPB Nigg Bay Nature Reserve*. RSPB: Inverness, Scotland. Available at: https://panorama.solutions/en/solution/nigg-bay-coastal-realignment

Elphick C.S., Meiman S. & Rubega M.A. (2015) Tidal-flow restoration provides little nesting habitat for a globally vulnerable saltmarsh bird. *Restoration Ecology*, **23**, 439–446. https://doi.org/10.1111/rec.12194

Elsey-Quirk T., Middleton B.A. & Proffitt C.E. (2009) Seed dispersal and seedling emergence in a created and a natural salt marsh on the Gulf of Mexico Coast in Southwest Louisiana, U.S.A. *Restoration Ecology*, **17**, 422–432. https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2008.00398.x

Erftemeijer P.L.A. (2023) *Manila Bay Airport Offset Project - Shorebird Habitat Requirements: Relating Mudflat Characteristics to Invertebrate Fauna and Shorebird Densities*. Technical Report for SMAI. DAMCO Consulting, April 2023, 31 pp.

Flitcroft R.L., Bottom D.L., Haberman K.L., Bierly K.F., Jones K.K., *et al*. (2016) Expect the unexpected: Place-based protections can lead to unforeseen benefits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **26**, 39–59. https://doi.org/10.1002/aqc.2660

Garbutt A. & Wolters M. (2008) The natural regeneration of salt marsh on formerly reclaimed land. *Applied Vegetation Science*, **11**, 335–344. https://doi.org/10.3170/2008-7-18451

Garwood J.A., Allen D.M., Kimball M.E. & Boswell K.M. (2019) Site fidelity and habitat use by young-of-the-year transient fishes in salt marsh intertidal creeks. *Estuaries and Coasts*, **42**, 1387–1396. https://doi.org/10.1007/s12237-019-00576-4

Howe A.J., Rodrguez J.F., Spencer J., MacFarlane G.R. & Saintilan N. (2010) Response of estuarine wetlands to reinstatement of tidal flows. *Marine and Freshwater Research*, **61**, 702–713. https://doi.org/10.1071/mf09171

Hudson R., Kenworthy J. & Best M. (eds.) (2022) *Saltmarsh Restoration Handbook*. Environment Agency, Bristol: UK. Available at: https://catchmentbasedapproach.org/wp-content/uploads/2021/10/Saltmarsh_Restoration_Handbook_FINAL_20210311.pdf

Hughes R.G., Fletcher P.W. & Hardy M.J. (2009) Successional development of saltmarsh in two managed realignment areas in SE England, and prospects for saltmarsh restoration. *Marine Ecology Progress Series*, **384**, 13–22. https://doi.org/10.3354/meps08027

Kadiri M., Spencer K.L., Heppell C.M. & Fletcher P. (2011) Sediment characteristics of a restored saltmarsh and mudflat in a managed realignment scheme in Southeast England. *Hydrobiologia*, **672**, 79–89. https://doi.org/10.1007/s10750-011-0755-8

Konisky R.A., Burdick D.M., Dionne M. & Neckles H.A. (2006) A regional assessment of salt marsh restoration and monitoring in the Gulf of Maine. *Restoration Ecology*, **14**, 516–525. https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2006.00163.x

Leeds M. (2016) *Case study 52. Fingringhoe Managed Realignment*, Environment Agency. Available at: https://www.therrc.co.uk/projects/fingringhoe-managed-realignment

Mander L., Cutts N.D., Allen J. & Mazik K. (2007) Assessing the development of newly created habitat for wintering estuarine birds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **75**, 163–174. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.04.028

Mazik K., Musk W., Dawes O., Solyanko K., Brown S., *et al*. (2010) Managed realignment as compensation for the loss of intertidal mudflat: A short term solution to a long term problem? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **90**, 11–20. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.07.009

Morris R.K.A. (2013) Managed realignment as a tool for compensatory habitat creation – A re-appraisal. *Ocean & Coastal Management*, **73**, 82–91. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.12.013

Mossman H.L., Davy A.J. & Grant A. (2012) Does managed coastal realignment create saltmarshes with 'equivalent biological characteristics' to natural reference sites? *Journal of Applied Ecology*, **49**, 1446–1456. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02198.x

Natuhara Y., Kitano M., Goto K., Tsuchinaga T., Imai C., *et al.* (2005) *Mitigation and Habitat Creation on Reclaimed Land in Osaka Port*. *Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium*, pp. 283–290. Tuscon, Arizona. Available at: https://cales.arizona.edu/pubs/adjunct/snr0704/

Negrello Filho O.A., Underwood A.J. & Chapman M.G. (2006) Recolonization of infauna on a tidal flat: An experimental analysis of modes of dispersal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **328**, 240–250. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.07.008

Olmstead N.C. & Fell P.E. (1974) Bulletin No. 20: Tidal marsh invertebrates of Connecticut. *Bulletins*, Paper 19. Available at: http://digitalcommons.conncoll.edu/arbbulletins/19

Reading C., Garbutt R.A., Watts C.W., Rothery P., Turk A., *et al*. (2008) *Managed Realignment at Tollesbury*. R&D Technical Report FD1922/TR. DEFRA: London. Available at: https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e57688fa8f54334a5a622/Managed_realignment_at_Tollesbury_-_Technical_Report_.pdf

Rochlin I., James-Pirri M.-J., Adamowicz S.C., Wolfe R.J., Capotosto P., *et al*. (2012) Integrated marsh management (IMM): A new perspective on mosquito control and best management practices for salt marsh restoration. *Wetlands Ecology and Management*, **20**, 219–232. https://doi.org/10.1007/s11273-012-9251-9

Roman C.T., Raposa K.B., Adamowicz S.C., James-Pirri M.-J. & Catena J.G. (2002) Quantifying vegetation and nekton response to tidal restoration of a New England salt marsh. *Restoration Ecology*, **10**, 450–460. https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2002.01036.x

Rupp-Armstrong S. & Nicholls R.J. (2007) Coastal and estuarine retreat: A comparison of the application of managed realignment in England and Germany. *Journal of Coastal Research*, **236**, 1418–1430. https://doi.org/10.2112/04-0426.1

Slavin P. & Shisler J.K. (1983) Avian utilisation of a tidally restored salt hay farm. *Biological Conservation*, **26**, 271–285. https://doi.org/10.1016/0006-3207(83)90078-2

Streever W.J. & Genders A.J. (1997) Effect of improved tidal flushing and competitive interactions at the boundary between salt marsh and pasture. *Estuaries*, **20**, 807–818. https://doi.org/10.2307/1352253

Thom R.M., Zeigler R. & Borde A.B. (2002) Floristic development patterns in a restored elk river estuarine marsh, Grays Harbor, Washington. *Restoration Ecology*, **10**, 487–496. https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2002.01038.x

West J.M. & Zedler J.B. (2000) Marsh-creek connectivity: Fish use of a tidal salt marsh in Southern California. *Estuaries*, **23**, 699–710. https://doi.org/10.2307/1352896

Williams P.B. & Orr M.K. (2002) Physical evolution of restored breached levee salt marshes in the San Francisco Bay estuary. *Restoration Ecology*, **10**, 527–542. https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2002.02031.x

Wolters M., Garbutt A. & Bakker J.P. (2005) Salt-marsh restoration: Evaluating the success of de-embankments in North-West Europe. *Biological Conservation*, **123**, 249–268. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.11.013

Wolters M., Garbutt A., Bekker R.M., Bakker J.P. & Carey P.D. (2008) Restoration of salt-marsh vegetation in relation to site suitability, species pool and dispersal traits. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 904–912. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01453.x

Wu Y., Liu J., Yan G., Zhai J., Cong L., *et al*. (2020) The size and distribution of tidal creeks affects salt marsh restoration. *Journal of Environmental Management*, **259**, 110070. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110070

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China) Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

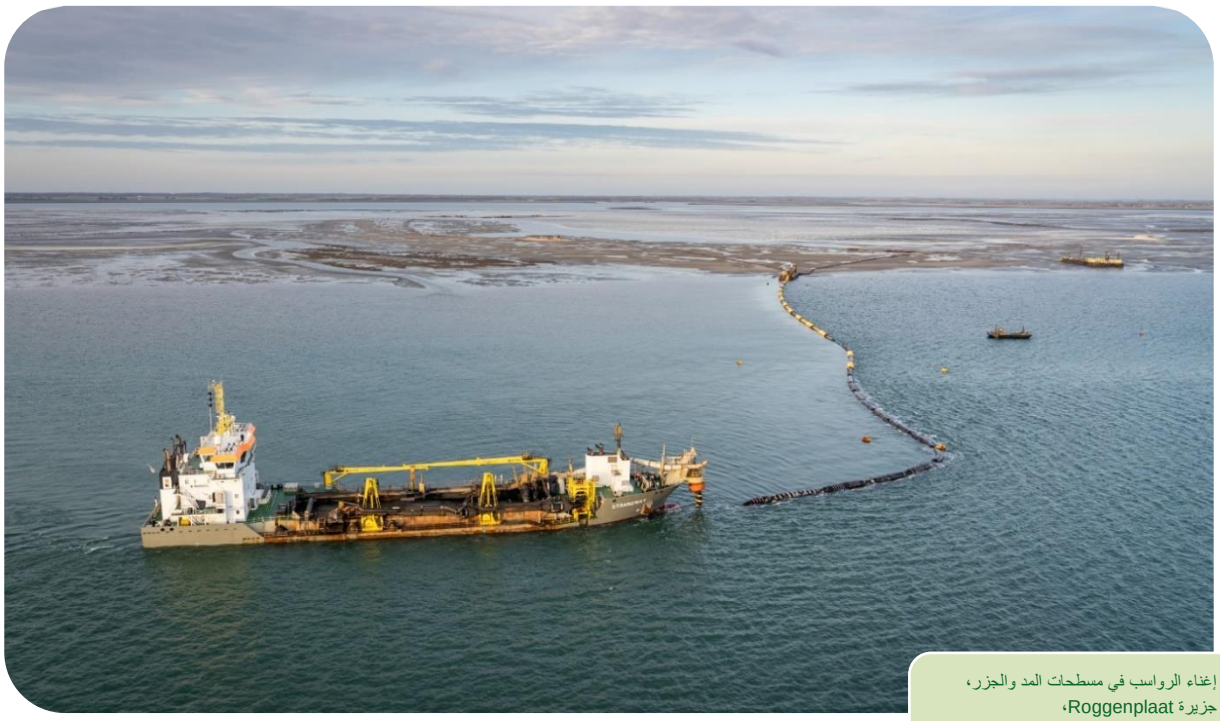
إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 4, v1.0

إرشادات حول استخدام الرواسب لاستعادة/إنشاء المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

Vanessa Cutts[1], Paul L.A. Erftemeijer[2], Nigel G. Taylor[1], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[3] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, UK
2 School of Biological Sciences and Oceans Institute, University of Western Australia
3 Wetlands International, The Netherlands



إغناء الرواسب في مسطحات المد والجزر، جزيرة Roggenplaat، Oosterschelde، هولندا
[المصدر: Edwin Paree]

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Erftemeijer P.L.A., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on using sediment to restore/create salt marshes and intertidal flats*. Conservation Guidance Series No. 4, v1.0.
https://doi.org/10.52201/CGS/QSGB6044

الهدف: إنشاء أو استعادة الموائل المدّية

التعاريف

- **اللافقاريات القاعية** = اللافقاريات التي تعيش على أو في الطبقات الأرضية الموجودة في قاع عمود الماء (الطبقة العليا: >1 مم؛ الطبقة الوسطى: <1 مم) .
- **الأغشية الحيوية** = مجموعة من الكائنات الحية الدقيقة التي تلتصق ببعضها البعض وغالبًا بسطح ما.
- **الرواسب المجروفة من الأرض** = الرواسب/الحطام التي يتم إزالتها من قاع المسطحات المائية المختلفة، مثل الموانئ، والبحيرات، والأنهار، والبحار.
- **جزر التجريف** = جزر اصطناعية يتم إنشاؤها بالتخلص من الرواسب المستخرجة من قاع المسطحات بطريقة خاضعة للرقابة.
- **إعادة التزويد بين المد والجزر** = استخدام الرواسب المستخرجة من قاع المسطحات لاستعادة الموائل الساحلية.
- **منطقة المد والجزر** = المنطقة الواقعة بين المد المرتفع والجزر المنخفض.

1.الوصف

يصف هذا الدليل الارشادي استخدام الرواسب لاستعادة مسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة من خلال ترسيب كميات كبيرة من الرواسب لتشكيل تكوينات أرضية ملموسة. يمكن أن تؤدي إضافة الرواسب إلى تخفيف التهديدات مثل التآكل والتعرية وارتفاع مستوى سطح البحر وتراجع الأراضي وتقليل تصريف الرواسب من الأنهار أو البحر. لا يشمل هذا الدليل تغيير تدفقات الرواسب في أعلى المجرى مع اتجاه المنبع (على سبيل المثال إزالة السدود).
يجب أن يهدف إنشاء نظام بيئي فعال لمسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة إلى محاكاة (قدر الإمكان) مورفولوجيا وتكوين مسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة الطبيعية، مع مراعاة القوى الهيدروديناميكية السائدة والمد والجزر والظروف البيئية الأخرى في المنطقة. إن هكذا اعتبارات مهمة لضمان الاستقرار (الحركي) طويل الأمد لهذه الموائل. يمكن أن تساعد دراسة الخرائط الطبوغرافية التاريخية وصور الأقمار الصناعية في إعادة بناء كل من مناطق مسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة السابقة.

2.أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

الطيور: تم توثيق استخدام المواد المستخرجة من البحر كموائل للطيور الساحلية بشكل جيد (Golder *et al.*, 2008; Yoon *et al.*, 2018; ABPmer, 2020). إن كلاً من مسطحات المد والجزر الطبيعية والمصطنعة يمكن أن توفر موائل للطيور الساحلية، ولكن ليس من المفهوم تماماً فيما إذا كانت هذه المسطحات تضم مجتمعات الطيور نفسها (Atkinson, 2003). إن معرفة فيما إذا كانت الطيور الساحلية ستستخدم مسطحات المد والجزر أو الجزر الاصطناعية، ومدى سرعة استخدامها، يعتمد إلى حد كبير على الدور الوظيفي التي صُممت من أجله. ويمكن استخدام المناطق المفتوحة الجافة أو الضحلة التي تم إنشاؤها للتكاثر على الفور إذا كانت هناك موائل تغذية كافية متاحة في المنطقة المجاورة من أجل دعم جماعات الطيور الساحلية فعلًا. وستكون كل من المسافة إلى موائل التغذية هذه وملاءمتها للتكاثر (عدم وجود وصول للحيوانات المفترسة، والحد الأدنى من الإزعاج) عوامل حاسمة مهمة في هذا الصدد. وبالنسبة لموائل التعشيش الجافة، فقد نشاهد أن الطيور بدأت باستخدام المنطقة فعلاً خلال موسم التكاثر الذي يلي الإنشاء إذا تم تحقيق الغطاء النباتي المطلوب (يتراوح من عدم وجود غطاء نباتي إلى تغطية كبيرة، حسب الأنواع المستهدفة) (انظر Cutts *et al.*, 2024a). وبالنسبة لموائل التغذية، يجب أن تكون المنطقة الساحلية المدية التي تم إنشاؤها قادرة على تجميع ومراكمة جماعات من اللافقاريات قبل أن تتمكن الطيور من البدء في التغذية عليها، الأمر الذي قد يتطلب فترة فاصلة من بدء استيطان الأنواع فيها (Evans *et al.*, 1999).

اللافقاريات: تستطيع اللافقاريات القاعية الكبيرة أن تسكن وتستوطن مسطحات المد والجزر التي تم إنشاؤها والوصول إلى وفرة إجمالية مماثلة لتلك الموجودة في مسطحات المد والجزر الطبيعية. على سبيل المثال، أظهرت دراسة أجريت في خليج Ago باليابان نمو كتلة حيوية مماثلة أو حتى أعلى من الحيوانات القاعية الكبيرة على مدى فترة 20 شهرًا مقارنة بمسطحات المد والجزر الطبيعية القريبة. وفي خليج Moune في اليابان، وُجِد أن مسطحات المد والجزر التي تمت استعادتها (بعد تعرضها إلى زلزال وتسونامي)

كانت، في غضون 14 شهرًا، مأهولة بحيوانات قاعية متنوعة ووفيرة وتسودها أفراد المحار اليافعة (Chiba *et al.*, 2015). ومع ذلك، قد يستغرق الأمر في بعض الأحيان عقودًا من الزمن حتى يتطور تركيب المجتمع بالكامل إلى حالة "طبيعية" (Craft & Sacco, 2003; Bolam *et al.*, 2006; Reading *et al.*, 2008).

عادة ما تكون الديدان متعددة الأشعار polychaetes من بين الكائنات الرائدة الأولى التي استوطنت المنطقة؛ فهي حيوانات عامة من حيث متطلباتها من الموائل (Diaz-Castañeda & Reish, 2009)، ولكن الأنواع في المراحل اللاحقة من التعاقب قد تختلف حيث تختلف استجاباتها للاضطرابات والازعاجات المختلفة (Zajac & Whitlatch, 1982) وقد تختلف اعتمادًا على الاختلافات بين الرواسب الموجودة والرواسب المستخرجة المضافة (Imai *et al.*, 2008; Ishii *et al.*, 2008; Nasser *et al.*, 2019). وقد أشارت دراسة أجريت في المملكة المتحدة إلى أن الاستيطان المتأخر لأفراد اللافقاريات يدل إلى أن ذلك يرجع إلى الضغط الزائد على التربة الناجم عن الآلات الثقيلة (Evans *et al.*, 1999). إن قدرة الأنواع على الانتشار ستؤثر على الوقت اللازم لاستيطانها في موقع جديد (Craft & Sacco, 2003).

الغطاء النباتي: يمكن أن ينمو الغطاء النباتي للمستنقعات المالحة بشكل طبيعي على الرواسب المستخرجة من المجاري المائية، ولكن تبين أن الوقت المستغرق لذلك يختلف من موقع إلى آخر. على سبيل المثال، في ولاية لويزيانا بالولايات المتحدة الأمريكية، تم إنشاء بعض المستنقعات المالحة عن طريق ضخ الرواسب المستخرجة من المجاري المائية إلى المياه المفتوحة (Edwards & Proffitt, 2003). فقد تم استعمار المستنقعات التي تم إنشاؤها من المستنقعات الطبيعية القريبة، لكن الأمر استغرق ما بين 4 و17 عامًا حتى يصل المجتمع النباتي إلى ما يشابه مثيله في المستنقعات الطبيعية. وفي ولاية كارولينا الجنوبية، الولايات المتحدة الأمريكية، فقد وجد فريق عمل LaSalle *et al.* (1991) أن الكتلة الحيوية للنباتات في مناطق الرواسب المترسبة وصلت إلى مستويات مماثلة لتلك الموجودة في المستنقعات الطبيعية في غضون أربع سنوات. كما أظهرت أبحاث أخرى في ولاية كارولينا الجنوبية أن الأمر استغرق ما بين 6 و17 عامًا حتى تتطور مجموعات نباتية أحادية النوع في مناطق الرواسب المترسبة، مع ما لا يقل عن 13 عامًا لتطور مجتمعات نباتية مختلطة (Alphin & Posey, 2000). وقد يكون المجتمع النباتي الذي ينمو في المستنقعات المصطنعة مختلفاً عن المستنقعات الطبيعية، وفقًا لما وجده Edwards & Proffitt في عام (2003) في أحد مواقعهم، حيث كان المجتمع النباتي مختلفاً بعد ثماني سنوات من بدء تشكله.

3.العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

خصائص الرواسب: يمكن أن تؤثر الاختلافات في تركيب الرواسب (على سبيل المثال حجم الحبيبات ونسبة المواد العضوية إلى غير العضوية) على كيفية تطور التنوع البيولوجي وظهوره. على سبيل المثال، قد يؤثر استخدام الرواسب الخشنة أو الرواسب المضغوطة على مدى ملاءمتها للافقاريات القاعية (Evans *et al.*, 1999; Peterson *et al.*, 2006)، وقد يجعل من الصعب إنشاء الغطاء النباتي (إذا كان الهدف هو إنشاء مستنقع مالح) (Haltiner *et al.*, 1996). لقد وجدت دراسة تجريبية لإنشاء مسطحين مديين صناعيين على مقياس متوسط الحجم (3.6 م^2) في جهاز محاكاة مسطح مد وجزر في اليابان، أن زيادة نسبة الطمي والطين أدت إلى زيادة عدد الكائنات البحرية الكبيرة الناشئة (Ishii *et al.*, 2008). كما وجدت تجربة أجريت في المملكة المتحدة أن ارتفاع المحتوى العضوي أدى إلى تباطؤ عملية التعافي (Bolam *et al.*, 2004). وقد تختلف خصائص الرواسب في مسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة في أنحاء العالم. على سبيل المثال، في الولايات المتحدة الأمريكية، تميل التربة الساحلية إلى أن تكون أكثر اعتمادًا على الخث من التربة القائمة على الرواسب مقارنة بتلك الموجودة في المملكة المتحدة (Atkinson, 2003).

تأثير الأمواج/حماية الساحل: قد يؤثر مدى تعرض الموقع ومدى قوة الأمواج على معدلات تآكل الرواسب. قد تحتاج المواقع المعرضة لمعدلات تآكل وتعرية عالية إلى وضع منتظم للرواسب. بدلاً من ذلك، إذا كان الموقع المكون من رواسب دقيقة يتعرض للتآكل، فقد يؤدي استبداله أو حمايته بمادة أكثر خشونة إلى تقليل أو منع هذا التآكل (ولكن يجب الأخذ بالاعتبار تأثيرات تغيير حجم الحبيبات على خصائص الرواسب والتنوع البيولوجي؛ انظر أعلاه). في المواقع المكشوفة، يمكن أن تساعد كاسرات الأمواج الدائمة أو المؤقتة في تشتيت الطاقة و/أو إمساك الرواسب، وبالتالي السيطرة على التآكل (Zhang *et al.*, 2010; Pontee *et al.*, 2022). ويجب ملاحظة أن حماية مسطحات المد والجزر يمكن أن يسهل التوسع البحري لنباتات المستنقعات المالحة (Chowdhury *et al.*, 2019). كما يمكن أن تؤثر التيارات البحرية على هجرة اللافقاريات بين المد والجزر (على سبيل المثال، كما في مشروع "التغذية الضخمة" في ساحل Delfland، هولندا؛ Luijendijk & van Oudenhoven, 2019).

الارتفاع: سيحدد الارتفاع النهائي للرواسب المترسبة مدة وتكرار الغمر والتعرض للأجزاء المختلفة من المسطح. يجب أن يقع معظم الموقع بين مستوى متوسط أخفض منسوب للمياه ومتوسط أعلى منسوب للمياه في المد النابضي، ولكن مع بعض التباين لدعم تنوع الأنواع (انظر: Cutts *et al.,* 2024b).

الانحدار: المنحدرات الضحلة تسمح بإنشاء منطقة مد وجزر أوسع. تشير الخبرة إلى أن المنحدر النموذجي يجب أن يكون في حدود <0.04 أو 1:1000 (WAVE, 2001).

الصرف: قد تكون المستنقعات جيدة الصرف أكثر مقاومة للتآكل (Atkinson *et al.*, 2001) ويمكنها دعم تنوع أكبر للأنواع (Wolters *et al.*, 2005). يمكن أن يؤثر الصرف السيئ على أنواع النباتات التي تنمو، مما يؤدي إلى تفضيل تلك التي تتحمل الرطوبة والظروف اللاهوائية (Atkinson *et al.*, 2001).

التلوث: قد يتأثر التنوع البيولوجي في الموائل المدية المستعادة/المنشأة سلبًا بالملوثات. وتتراوح هذه الملوثات من الملوثات الكيميائية، مثل نفايات تربية الأحياء المائية ومياه الصرف الصحي والنفط، إلى النفايات الصلبة الكبيرة، مثل شبكات الصيد (على سبيل المثال، Melville, 2018). فقد وجدت دراسة أجريت على مسطحات المد والجزر الإندونيسية أن القشريات العشارية الأرجل والدودة الشريطية oligochaetes تشكل نسبة أكبر من مجتمع الحيوانات الكبيرة في المناطق المغطاة بالنفايات، في حين تهيمن الديدان الشريطية على المناطق الخالية من النفايات (Uneputty & Evans, 1997). إذا كانت الملوثات موجودة (أو من المحتمل أن تكون موجودة)، فيجب الأخذ بالاعتبار فيما إذا كان من الممكن إدارة النفايات والتحكم بها في منطقة المد والجزر و/أو عند المصدر.

درجة الحرارة: تميل إعادة استعمار اللافقاريات القاعية الدقيقة إلى أن تكون أسرع في المناطق الاستوائية بسبب ارتفاع درجات حرارة المياه، مقارنة بالمناطق الأخرى (Dittman, 2002).

4.التنفيذ

الحصول على الرواسب: يعتبر التجريف ممارسة شائعة للحفاظ على الملاحة في ممرات النقل والبنى التحتية، مثل الموانئ والممرات المائية (Sheehan & Harrington, 2012)، وفي مثل هذه الممارسات يمكن أن يكون التخلص من الرواسب المستخرجة من التجريف مكلفًا (Svensson *et al.*, 2022). وبالتالي، يمكن الحصول على الرواسب المستخرجة من تجريف المجاري المائية دون أي تكلفة أو بتكلفة منخفضة، ولكن سيتم تحمل تكاليف النقل. وقد يكون الحصول على الرواسب من المواقع القريبة هو الأكثر فعالية من حيث التكلفة من حيث النقل، ومن المرجح أن تشبه الرواسب نفسها الرواسب الطبيعية للموقع مجال العمل (Erftemeijer, 2019). وقد يشمل ذلك الموانئ أو البحيرات أو المصبات على البحار. إذا كان لابد من الحصول على المواد من أماكن بعيدة عن الشاطئ، فقد يصبح هذا مكلفًا بالنسبة لكميات كبيرة من الرواسب التي يتم وضعها، مثل موقع De Zandemotor في هولندا (Stive *et al.*, 2013). تتكون الرواسب المستخرجة عادة من الطمي والرمل والطين (Costa-Pierce & Weinstein, 2002). من المهم أن ندرك أن المنطقة المراد إعادة تفعيل الترسيب فيها يمكن الوصول إليها بواسطة السفينة التي ستسلم المواد، أي أن عمق المياه المتاح للحفارة للعمل عند تحميلها بالحمولة (Baptist *et al.,* 2019).

كمية/ارتفاع الرواسب: يختلف هذا حسب الموطن المستهدف، أي مسطحات المد والجزر أو المستنقعات المالحة، ولكن بشكل عام يجب أن يكون ارتفاع الرواسب بحيث يغطيها البحر أثناء المد المرتفع، ولكن مكشوفًا أثناء المد المنخفض. ومع ذلك، إذا كان الهدف هو إنشاء منطقة تعشيش للطيور الساحلية، فيجب التفكير في وضع المواد المضافة على ارتفاع فوق مستوى المد المرتفع. فمن بين 12 مشروعًا لإعادة تفعيل المد والجزر في المملكة المتحدة، تراوحت عمليات وضع الرواسب لمرة واحدة من 800 متر مكعب إلى 550.000 متر مكعب، بينما تراوحت عمليات وضع الرواسب السنوية من 600 متر مكعب إلى 107.750 متر مكعب (Scott *et al.*, 2017).

نقل الرواسب ووضعها: يتطلب نقل كميات كبيرة من الرواسب استخدام آلات ثقيلة وعمالة ماهرة. ويمكن وضع الرواسب في المكان المطلوب بالضبط، أو يمكن نشرها بواسطة التيار والأمواج. وفي الحالة الأخيرة، فإن إضافة الرواسب في موقع ذو حركية كبيرة سيسمح لها بالانتشار بسهولة أكبر (Borsje *et al.*, 2012). يمكن تحقيق التنوع الطبوغرافي بواسطة الرواسب (لضمان تنوع بيولوجي غني) بعدد من الطرق العملية، على سبيل المثال استخدام نقاط تصريف متعددة بأنابيب تحمل طين المواد المستخرجة إلى المنطقة المستهدفة، أو تحريك نقطة التصريف (نهاية الأنابيب) بشكل دوري عبر المنطقة لإنشاء تدرجات متعددة في حجم الحبيبات وتحقيق التباين المكاني في ارتفاع السطح (التضاريس المكانية الدقيقة) عبر المسطح (Erftemeijer, 2024). إن أوقات تكاثر الطيور وكذلك انتشار اللافقاريات يجب أن توضع في الاعتبار حيث إن نقل الرواسب المستخرجة من المجاري المائية ووضعها في

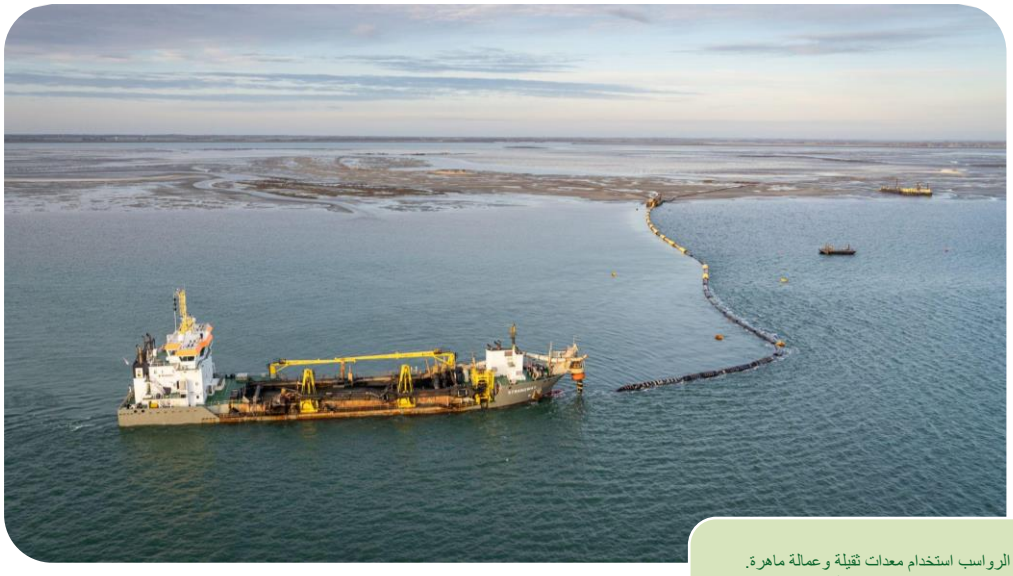
المكان يؤدي إلى إعادة تعليق الرواسب (Golder *et al.*, 2008; Van Der Werf *et al.*, 2015). علاوة على ذلك، يجب توخي الحذر عند استخدام الآلات الثقيلة لنشر وتوزيع الرواسب حيث تم اقتراح أن هذا قد يتسبب في ضغط شديد للأرض، مما يمنع استعمار اللافقاريات (Evans *et al.*, 1999).

الصرف: يمكن إنشاء قنوات لتحسين الصرف وتوفير موائل للتغذية بالأسماك وباللافقاريات (Olmstead & Fell, 1974; West & Zedler, 2000)، وبدلاً من ذلك، يُقترح تطوير نظام صرف طبيعي من خلال الحراثة العميقة لتكسير المصارف الأرضية الموجودة (Mark Dixon, pers. comm.).

تلوث المواد المستخرجة من الحفر: يجب توخي الحذر من أن تكون المواد المستخرجة من الحفر ملوثة بالمعادن الثقيلة، والتي يمكن أن تمتصها النباتات وتأخذها أشكال الحياة البرية الأخرى. من الأفضل تجنب الرواسب الملوثة، ولكن يمكن، إذا كان لا بد من ذلك، أن تتم تغطيتها بطبقة أرضية نظيفة، ويفضل أن يكون ارتفاعها 60 سم على الأقل (Yozzo *et al.*, 2004).

التحكم في الغطاء النباتي: قد يكون إزالة الغطاء النباتي المستعمر ومنع انتشاره ضروريًا إذا كان الهدف هو إنشاء مسطحات المد والجزر (على سبيل المثال يدويًا أو باستخدام مبيدات الأعشاب الكيميائية أو التحكم بها عن طريق الحرائق أو الفيضانات أو تغيير الملوحة). لا ينبغي زراعة مسطحات المد والجزر بأشجار المانغروف، حيث إن المسطحات الطينية عادةً ما تُغمر لفترات أطول مما يمكن أن تتحمله أشجار المانغروف (مما يؤدي عادةً إلى فشل جهود الزراعة). حتى لو نجحت، فإن هذا من شأنه أن يستبدل موئل ما بموئل آخر وبالتالي فقدان القيمة المحددة التي توفرها مسطحات المد والجزر (Erftemeijer & Lewis, 2000). يجب أيضًا تجنب امتداد أنواع النباتات الأخرى، مثل الزيادة الغزيرة للطحالب الانتهازية *Agarophyton* (Besterman *et al.*, 2020)، *Ulva* (Zhang *et al.*, 2019) و *Lyngby* (Estrella *et al.*, 2011) (انظر: Cutts *et al.,* 2024c).

المياه: سيضمن التنظيف المنتظم للمد والجزر باستخدام مياه البحر إمدادًا وفيرًا من اليرقات لتجديد أعداد الكائنات القاعية الكبيرة ومنع طغيان وتمدد النباتات على مسطحات المد والجزر (Jackson *et al.*, 2021). في حين أن بعض تدفقات المياه العذبة يمكن أن تعزز إمدادات المغذيات ومدخلات المواد العضوية (مما يعزز تكوين الأغشية الحيوية ويزيد من الكتلة الحيوية القاعية)، فمن الأفضل تجنب تصريفات النفايات ومصبات الصرف الصحي، حيث أنها يمكن أن تعزز من ازدهار الطحالب بكثرة على المناطق المسطحة، مما يقلل من تنوع وجاذبية المناطق المسطحة المدية لبعض الطيور الساحلية (انظر: Estrella *et al.*, 2011; Besterman *et al.*, 2020). توفر المناطق الأكثر رطوبة في مسطحات المد والجزر موائل للافقاريات الكبيرة، وبالتالي موائل التغذية للطيور الساحلية، بينما توفر المناطق الأكثر جفافًا الحاوية على بعض النبت موائل التعشيش للطيور وقد توفر المناطق المفتوحة الأكثر جفافًا موائل للمبيت. لكن المتطلبات تختلف باختلاف الأنواع، على سبيل المثال يبدو أن طائر الطيطوى ذات المنقار الملاعقي Spoon-billed Sandpiper *Calidris pygmaea* لديه متطلب محدد من الأراضي الرملية ذات البرك الضحلة (Spike Millington, pers. comm.).



يتطلب نقل كميات كبيرة من الرواسب استخدام معدات ثقيلة وعمالة ماهرة. وهنا، يتم نقل الرواسب على متن قارب وضخها عبر خط أنابيب إلى المنطقة المستهدفة. الموقع: جزيرة Roggenplaat، Oosterschelde ، هولندا . [المصدر: Edwin Paree].

يمكن استخدام الأنابيب على الأرض وفي الماء لنقل الرواسب إلى حيث تكون هناك حاجة إليها. الموقع: جزيرة Roggenplaat، Oosterschelde ، هولندا
انظر الصورة في الصفحة التالية لمعرفة النتيجة. [المصدر: Edwin Paree].

تشكلت منطقة المد والجزر الموضحة هنا من الرواسب المستخرجة من جزيرة Roggenplaat، Oosterschelde ، هولندا (انظر الصورتين في الصفحة السابقة). [المصدر: Edwin Paree].

دراسة الحالة: منطقة غالغي بلات Galgeplaat، هولندا

تقع منطقة **Galgeplaat** في منطقة **Scheldt** الشرقية، وهو مصب نهر سابق في هولندا. وهي منطقة مهمة تغذية اللطيور، وخاصة الطيور الساحلية، ولكنها تعاني من التآكل والتعرية. كانت منطقة **Galgeplaat** واحدة من عدد من المشاريع التجريبية التي تم إطلاقها للتحقيق في فعالية التخفيف من التآكل.

في عام 2008، تمت إضافة 130,000 متر مكعب من الرواسب إلى مساحة تتراوح بين 150,000 و200,000 متر مربع. تم الحصول على الرواسب من أعمال تجريف الصيانة في قنوات المد والجزر **Brabantsche Vaarwater** و **Witte Tonnen Vlije**. كانت الرواسب أقل من 7% من الطين وكانت أكثر خشونة من الرواسب المحيطة غير المضطربة. بعد وضع الرواسب، كان متوسط ارتفاع التغذية للمنطقة 0.65 متر.

كانت الخطة الأولية أن تقوم الرواسب الموضوعة بتزويد المنطقة المحيطة بالرمال. ومع ذلك، لم تنتشر الرواسب كثيرًا خلال العامين الأولين. وكان من المتوقع أن يؤدي وضع الرواسب في موقع ذو حركية أكبر وذو تضاريس متنوعة إلى تشجيع الرواسب على الانتشار (Borsje *et al.*, 2012). وقد انخفض حجم الرواسب بنسبة 10% بعد أربع سنوات، وهو ما يعادل معدل تآكل أسرع مما هو موجود في البيئة المحيطة.

لقد طمرت الرواسب وتسببت بقتل الكثير من الحيوانات البحرية القاعية الكبيرة في المنطقة، مما أدى بدوره إلى تقليل الوقت الذي تقضيه الطيور في البحث عن الطعام. ومع ذلك، بدأ التعافي البيولوجي على الفور. وكان تعافي اللافقاريات أعلى في المواقع التي كانت مبللة لفترة أطول من دورة المد والجزر. وبعد عامين من وضع الرواسب، وصل متوسط الكتلة الحيوية اللافقارية الإجمالية في Galgeplaat إلى قيم مماثلة لموقع مرجعي وزاد مقدار الوقت الذي تقضيه الطيور في البحث عن الطعام إلى مستوى ما كان عليه قبل إضافة الرواسب. لقد رجعت طيور الكروان الأوراسي *Numenius arquata* وآكل المحار الأوراسي *Haematopus ostralegus* إلى الموقع، لكن الطيور الساحلية الأخرى، مثل الطيطوى الحمراء *Calidris canutus* وطائر القُوق موشم الذيل *Limosa lapponica* وطائر الزقزاق الرمادي *Pluvialis squatarola* وطائر الطيطوى الدراجة *Calidris alpina* لم تعد للموقع، على الرغم من وفرة الطعام .

المصادر: Borsje *et al.* (2012); van der Werf *et al.* (2015)

5 .مصادر أخرى للمعلومات

الوثائق

إدارة الجزر المكونة من المواد المستخرجة من الحفريات لأجل الطيور في الولايات المتحدة الأمريكية:

Golder W., Allen D., Cameron S. & Wilder T. (2008) *Dredged Material as a Tool for Management of Tern and Skimmer Nesting Habitats*. Technical note: ERDC TN-DOER-E24. U.S. Army Engineer Research and Development Center: Vicksburg, USA. http://hdl.handle.net/11681/8757

إرشادات حول العمل بالمواد المستخرجة من الحفريات في البيئات الساحلية

Manning W., Scott C. & Leegwater E. (2021) *Restoring Estuarine and Coastal Habitats with Dredged Sediments: A Handbook.* Environment Agency: Bristol, UK. Available at: https://catchmentbasedapproach.org/learn/restoring-estuarine-and-coastal-habitats-with-dredged-sediment/

إدارة الشواطئ وإنشاء مسطحات المد والجزر

WAVE (2001) *Technologies for the Conservation and Creation of Tidal Flats. Guideline for the Conservation and Creation of Ecosystems in relation to Coastal Development,* Volume 2.

Technical Report, March 2001. Waterfront Vitalization and Environment Research Center (WAVE): Tokyo (Japan). 113 pp. Available at: https://www.wave.or.jp/eng/activities/handbook_cr_2.html

تجميع الحالات الدراسية والمبادئ العملية لتوجيه إدارة مواقع استعادة المد والجزر:

Zedler J.B. (2001) *Handbook for Restoring Intertidal Wetlands*. CRC Press: Florida. https://doi.org/10.1201/9781420036619

إدارة الموائل الشاطئية من أجل أهداف الحفاظ :

Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press: New York.

الفيديوهات

لقطات من المملكة المتحدة عن مسيرات بدون طيار لرش المواد المستخرجة من الحفريات:

Pullen J. (2021, November 05) *MHPT, Harwich HA, Environment Agency, RSPB* [video]. YouTube. www.youtube.com/watch?v=tb1ko3yesOM

لقطات من المملكة المتحدة عن مسيرات بدون طيار لوضع الرمال باستخدام خط أنابيب عائم:

Pullen J. (2021, November 17) Cob marsh sand placement [video]. YouTube. www.youtube.com/watch?v=nFlAbRl-lQ0

أكبر جرافة شفط في آسيا :

China Daily (2016, November 16) *China unveiled Asia's largest cutter-suction dredger "Tian Kun Hao"* [video]. YouTube. www.youtube.com/watch?v=voAaX0v6Pk0

استخدام المركبات البرمائية لإنشاء مناطق من الرواسب المستخرجة من الحفريات :

Solent Seascape Project (2023, July 26) Saltmarsh restoration - the BUDs trial [video]. YouTube. www.youtube.com/watch?v=OlPMepSmdc0

المراجع

AbBPmer (2020) *Beneficial Use of Dredge Sediment in the Solent (BUDS) Phase 2, Feasibility Review for Sediment Recharge Project(s) on the West Solent Saltmarshes*, ABPmer Report No. R.3155. A report produced by ABPmer for Solent Forum, February 2020. Available at: http://www.solentforum.org/services/Current_Projects/buds/BUDS2Report_ABPmer.pdf

Alphin T.D. & Posey M.H. (2000) Long-term trends in vegetation dominance and infaunal community composition in created marshes. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 317–325. https://doi.org/10.1023/A:1008435319922

Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. & Rehfisch M.M. (2001) *The Success of Creation and Restoration Schemes in Producing Intertidal Habitat Suitable for Waterbirds (ENRR425)*. English Nature Research Reports, no. 425. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026

Atkinson W. (2003) Can we recreate or restore intertidal habitats for shorebirds? *Wader Study Group Bulletin*, **100**, 67–72. Available at: https://www.bto.org/sites/default/files/publications/atkinson_2003_wader_bulletin.pdf

Baptist M.J., Gerkema T., van Prooijen B.C., van Maren D.S., van Regteren M., *et al.* (2019) Beneficial use of dredged sediment to enhance salt marsh development by applying a 'Mud Motor.' *Ecological Engineering*, **127**, 312–323. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.019

Besterman A.F., Karpanty S.M. & Pace M.L. (2020) Impact of exotic macroalga on shorebirds varies with foraging specialization and spatial scale. *PLoS ONE*, **15**, e0231337. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231337

Bolam S.G., Schratzberger M. & Whomersley P. (2006) Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. *Marine Pollution Bulletin*, **52**, 1746–1755. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.07.010

Bolam S.G., Whomersley P. & Schratzberger M. (2004) Macrofaunal recolonization on intertidal mudflats: Effect of sediment organic and sand content. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **306**, 157–180. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.01.007

Borsje B.W., Cronin K., Holzhauer H., Mesel I.D., Ysebaert T., *et al*. (2012) Biogeomorphological interactions on a nourished tidal flat: Lessons learnt on building with nature. *Terra et Aqua*, **126**, 3–12. Available at: https://www.iadc-dredging.com/article/biogeomorphological-building-nature/

Chiba S., Sonoda T., Hatakeyama M. & Yokoyama K. (2015) Contributing to restoration of tidal flats in Miyagi Prefecture's Moune Bay following the great east Japan earthquake and tsunami. In: *Agricultural and Forestry Reconstruction After the Great East Japan Earthquake* (ed. by T. Monma, I. Goto, T. Hayashi, H. Tachiya & K. Ohsawa), pp. 113–119. Springer Japan: Tokyo. https://doi.org/10.1007/978-4-431-55558-2_7

Chowdhury M.S.N., Walles B., Sharifuzzaman S.M., Shahadat Hossain M., Ysebaert T., *et al*. (2019) Oyster breakwater reefs promote adjacent mudflat stability and salt marsh growth in a monsoon dominated subtropical coast. *Scientific Reports*, **9**, 8549. https://doi.org/10.1038/s41598-019-44925-6

Costa-Pierce B.A. & Weinstein M.P. (2002) Use of dredge materials for coastal restoration. *Ecological Engineering*, **19**, 181–186. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00076-9

Craft C. & Sacco J. (2003) Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes. *Marine Ecology Progress Series*, **257**, 45–58. https://www.int-res.com/abstracts/meps/v257/p45-58/

Cutts V., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024a) *Guidance on managing/clearing vegetation for shorebirds*. Conservation Guidance Series No. 13, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/XDII3282

Cutts V., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024b*) Guidance on reprofiling salt marshes and intertidal flats*. Conservation Guidance Series No. 5, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/NVIQ1970

Cutts V., Taylor N.G., Erftemeijer P.L.A., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024c) *Guidance on managing vegetation on intertidal flats*. Conservation Guidance Series No. 7, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/JMOV1583

Diaz-Castañeda V. & Reish D. (2009) Polychaetes in environmental studies. In: *Annelids in Modern Biology.* (ed. by D. Shain), pp. 203–227. *Wiley-Blackwell*. https://doi.org/10.1002/9780470455203.ch11

Dittmann S. (2002) Benthic fauna in tropical tidal flats – a comparative perspective. *Wetlands Ecology and Management*, **10**, 189–195. https://doi.org/10.1023/A:1020119512225

Edwards, K.R. & Proffitt, C.E. (2003) Comparison of wetland structural characteristics between created and natural salt marshes in southwest Louisiana, USA. *Wetlands*, **23**, 344–356. https://doi.org/10.1672/10-20

Erftemeijer P.L.A. (2024) Design considerations for the creation and restoration of tidal flat habitat for shorebirds. Manila Bay Airport Offset Project, DAMCO Consulting Pty Ltd, Technical Report for and San Miguel Aerocity Inc (SMAI), January 2024.

Erftemeijer P. & Lewis R.R.I. (2000) Planting mangroves on intertidal mudflats: Habitat restoration or habitat conversion? In: *Enhancing Coastal Ecosystem Restoration for the 21st Century*. Proceedings of a Regional Seminar for East and Southeast Asian Countries: ECOTONE VIII, Ranong & Phuket, 23-28 May 1999. (ed. by V. Sumantakul), pp. 156–165. UNESCO: Bangkok, Thailand. January 2000.

Erftemeijer P.L.A., (2019) *Beneficial Reuse of Dredged Material for Habitat Restoration & Development: Review of Case Studies*. DAMCO Consulting Pty Ltd, Technical Report for North Queensland Bulk Ports Corporation (NQBP), February 2019, 38 pp.

Estrella S.M., Storey A.W., Pearson G. & Piersma T. (2011) Potential effects of *Lyngbya majuscula* blooms on benthic invertebrate diversity and shorebird foraging ecology at Roebuck Bay, Western Australia: Preliminary results. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, **94**, 171–179. Available at: https://www.rswa.org.au/wp-content/uploads/2023/10/Estrellaetal.pp_.171-179.pdf

Evans P.R., Ward R.M., Bone M. & Leakey M. (1999) Creation of temperate-climate intertidal mudflats: factors affecting colonization and use by benthic invertebrates and their bird predators. *Marine Pollution Bulletin*, **37,** 535–545. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00140-4

Golder W., Allen D., Cameron S. & Wilder T. (2008) *Dredged Material as a Tool for Management of Tern and Skimmer Nesting Habitats*. Technical note: ERDC TN-DOER-E24. U.S. Army Engineer Research and Development Center: Vicksburg, USA. http://hdl.handle.net/11681/8757

Haltiner J., Zedler J.B., Boyer K.E., Williams G.D. & Callaway J.C. (1996) Influence of physical processes on the design, functioning and evolution of restored tidal wetlands in California (USA). *Wetlands Ecology and Management*, **4**, 73–91. https://doi.org/10.1007/bf01876230

Imai D., Kaneco S., Dabwan A.H.A., Katsumata H. & Suzuki T., *et al* (2008) Construction of biologically productive artificial tidal flats with solidified sea bottom sediments. *International Journal of Soil, Sediment and Water,* **1**, 5. Available at: https://scholarworks.umass.edu/intljssw/vol1/iss2/5/

Ishii R., Nakano Y., Nakai S., Nishijima W. & Okada M. (2008) Benthic ecosystem development in an artificial tidal flat constructed from dredged spoil. *Marine Pollution Bulletin*, **56**, 2059–2066. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.07.022

Jackson M.V. & Straw, P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1

LaSalle M.W., Landin M.C. & Sims J.G. (1991) Evaluation of the flora and fauna of a *Spartina alterniflora* marsh established on dredged material in Winyah Bay, South Carolina. *Wetlands*, **11**, 191–208. https://doi.org/10.1007/bf03160849

Luijendijk A. & van Oudenhoven A. (2019) *The Sand Motor: A nature-based response to climate change findings and reflections of the interdisciplinary research program NatureCoast*, Delft University Publishers: Netherlands. Available at: https://pure.tudelft.nl/ws/portalfiles/portal/53666598/2019_Luijendijk_van_OUdenhoven_eds_The_Sand_Motor_A_Nature_Based_Response_to_Climate_Change_NATURECOAST.pdf

Melville D. (2018) China's coasts – A time for cautious optimism? *Wader Study,* **125**, 1–3. https://doi.org/10.18194/ws.00103

Nasser N., Cullen J., Patterson C., Patterson R., Roe H., *et al*. (2019) Inter-annual Arcellinida (testate lobose amoebae) assemblage dynamics within lacustrine environments. *Limnologica*, **76**, 60–71. https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.03.006

Olmstead N.C. & Fell P.E. (1974) Bulletin No. 20: Tidal marsh invertebrates of Connecticut. *Bulletins*, Paper 19. Available at: http://digitalcommons.conncoll.edu/arbbulletins/19

Peterson C.H., Bishop M.J., Johnson G.A., D'Anna L.M. & Manning L.M. (2006) Exploiting beach filling as an unaffordable experiment: Benthic intertidal impacts propagating upwards to shorebirds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **338**, 205–221. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.06.021

Pontee N., Tempest J., Pye K. & Blott S. (2022) Defining habitat losses due to coastal squeeze. In: *Challenges in Estuarine and Coastal Science* (ed. by J. Humphrey and S. Little). Pelagic Publishing: Exeter. https://doi.org/10.53061/BQPM4918

Reading C., Garbutt R.A., Watts C.W., Rothery P., Turk A. *et al*. (2008) *Managed Realignment at Tollesbury*. R&D Technical Report FD1922/TR, DEFRA: London. Available at: https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e57688fa8f54334a5a622/Managed_realignment_at_Tollesbury_-_Technical_Report_.pdf

Scott D., Harris S., Hebert A. & van Poorten B. (2017) Nutrient dynamics in a highly managed reservoir system: Considering anadromous sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) and nutrient restoration. *Lake and Reservoir Management*, **33**, 14–22. https://doi.org/10.1080/10402381.2016.1247391

Sheehan C. & Harrington J. (2012) Management of dredge material in the Republic of Ireland – A review. *Waste Management*, **32**, 1031–1044. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.014

Stive M.J.F., de Schipper M.A., Luijendijk A.P., Aarninkhof S.G.J., Gelder-Maas C., *et al.* (2013) A new alternative to saving our beaches from sea-level rise: The sand engine. *Journal of Coastal Research*, **29**, 1001–1008. https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-13-00070.1

Svensson N., Norén A., Modin O., Karlfeldt Fedje K., Rauch S., *et al.* (2022) Integrated cost and environmental impact assessment of management options for dredged sediment. *Waste Management*, **138**, 30–40. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.031

Uneputty P. & Evans S.M. (1997) The impact of plastic debris on the biota of tidal flats in Ambon Bay (eastern Indonesia). *Marine Environmental Research*, **44**, 233–242. https://doi.org/10.1016/S0141-1136(97)00002-0

Van Der Werf J., Reinders J., Van Rooijen A., Holzhauer H. & Ysebaert T. (2015) Evaluation of a tidal flat sediment nourishment as estuarine management measure. *Ocean & Coastal Management*, **114**, 77–87. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.006

WAVE (2001) *Technologies for the Conservation and Creation of Tidal Flats. Guidelines for the Conservation and Creation of Ecosystems in relation to Coastal Development*, Volume 2. Waterfront Vitalization and Environment Research Center (WAVE), Tokyo (Japan), Technical Report, March 2001, 113 pp. Available at: https://www.wave.or.jp/eng/activities/handbook_cr_2.html

West J.M. & Zedler J.B. (2000) Marsh-creek connectivity: Fish use of a tidal salt marsh in Southern California. *Estuaries*, **23**, 699–710. https://doi.org/10.2307/1352896

Wolters M., Garbutt A. & Bakker J.P. (2005) Salt-marsh restoration: Evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation*, **123**, 249–268. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.11.013

Xue J., Yang J., Wang Q., Aronson R.B. & Wu H. (2019) Community structure of benthic macroinvertebrates in reclaimed and natural tidal flats of the Yangtze River estuary. *Aquaculture and Fisheries*, **4**, 205–213. https://doi.org/10.1016/j.aaf.2019.04.001

Yoon H.-J., Joo E.-J., Ha D.-S., Nam H.-K. & Yoon J. (2018) Does nest predation influence colony movements of Saunders's Gulls (*Saundersilarus saundersi*) in a reclaimed land area? *Zoological Science*, **35**, 389–395. https://doi.org/10.2108/zs170193

Yozzo D.J., Wilber P. & Will R.J. (2004) Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. *Journal of Environmental Management*, **73**, 39–52. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.05.008

Zajac R.N. & Whitlatch R.B. (1982) Responses of estuarine infauna to disturbance. II. Spatial and temporal variation of succession. *Marine Ecology Progress Series*, **10**, 15–27. https://doi.org/10.3354/meps010015

Zhang Y., He P., Li H., Li G., Liu J., *et al.* (2019) *Ulva prolifera* green-tide outbreaks and their environmental impact in the Yellow Sea, China. *National Science Review*, **6**, 825–838. https://doi.org/10.1093/nsr/nwz026

Zhang Y., Kuang C., He L., Pan Y., Yang Y., *et al.* (2010) Comparison of tidal currents under different nourishment schemes on west beach of Beidaihe, China. *Coastal Engineering Proceedings*, **1(32)**. https://doi.org/10.9753/icce.v32.currents.32

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

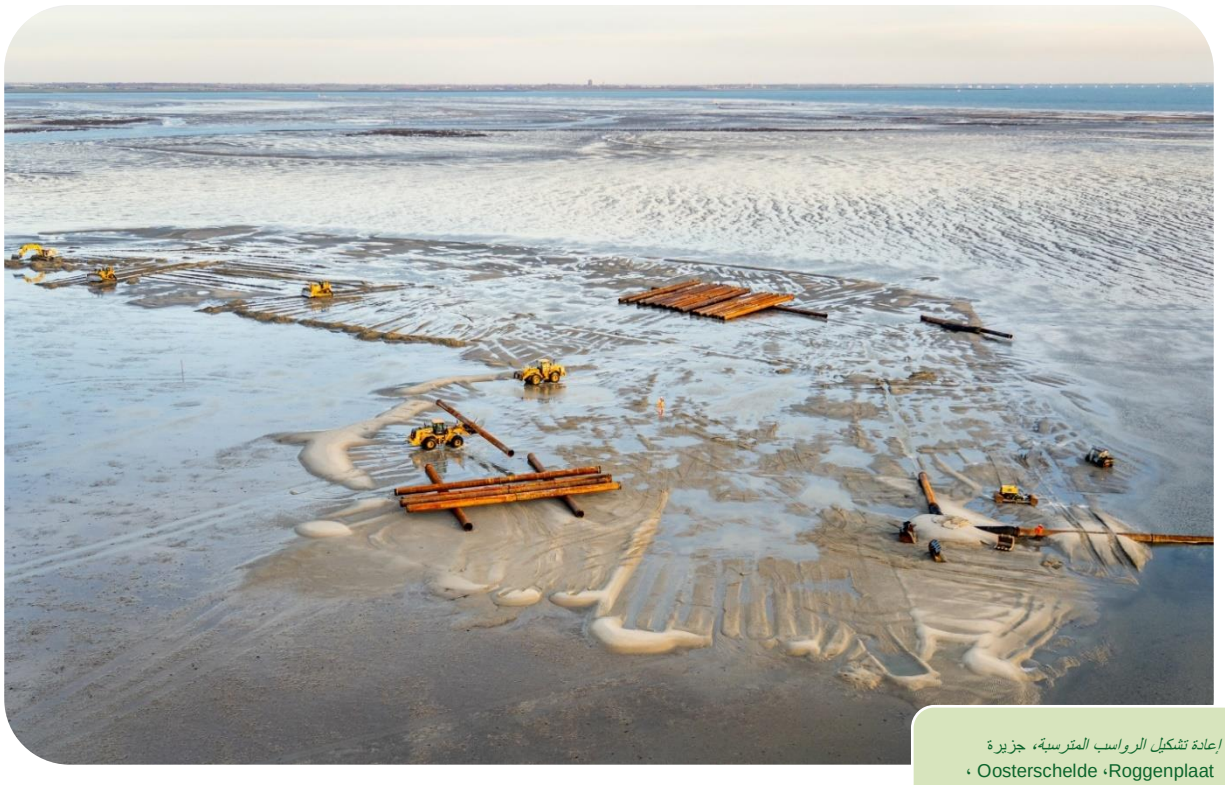
إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 5, v1.0

إرشادات حول إعادة تشكيل المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر

Vanessa Cutts[1], Nigel G. Taylor[1], Lorenzo Gaffi[2], Ward Hagemeijer[2] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, UK
2 Wetlands International, The Netherlands



إعادة تشكيل الرواسب المترسبة، جزيرة Roggenplaat، Oosterschelde، هولندا . [المصدر: Edwin Paree].

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on reprofiling salt marshes and intertidal flats*. Conservation Guidance Series No. 5, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/NVIQ1970

الهدف: تكوين تباين في الموائل و/أو استعادة الأنظمة المائية

التعاريف

- **منطقة المد والجزر** = المنطقة الواقعة بين المد المرتفع والجزر المنخفض.
- **إعادة التشكيل** = تغيير التضاريس أو إحداث تباين في المنظر الطبيعي.

1. الوصف

إعادة تشكيل الموائل بين المد والجزر تتضمن تحريك التربة أو الرواسب لتشكيل تباين في بنية المستنقعات المالحة أو مسطحات المد والجزر. ويشمل ذلك حفر المنخفضات أو البرك، وإنشاء الهضبات أو التلال، أو تغيير الانحدار. إن نقل وإعادة تشكيل الرواسب تعتبر وسيلة لاستعادة الأنظمة المائية الطبيعية والتنوع التضاريسي، من أجل استعادة الدور الوظيفي للأراضي الرطبة في دعم الأنواع المهمة من خلال إنشاء فسيفساء من الموائل الفرعية والموائل الدقيقة. يمكن أن توفر المنخفضات مأوى للنباتات المستعمرة، بينما يمكن للطيور استخدام البرك والجزر للبحث عن الطعام، وللمبيت وللتعشيش والتكاثر. يؤدي التباين في الظروف غير الحيوية (مثل الارتفاع وحجم حبيبات الرواسب) إلى تباين الأنواع الموجودة، مثل اللافقاريات، وبالتالي، الطيور (Cai *et al.*, 2023).

2. أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

***الطيور*:** أظهرت الأدلة من الأراضي الرطبة الداخلية أن إنشاء معالم رطبة، مثل البرك والبحيرات، لاستعادة الموائل الأصلية يمكن أن يزيد من وفرة الطيور (Provost, 1948; Hoffman, 1970; Holton & Allcorn, 2006; Squires & Allcorn, 2006)، على الرغم من أن بعض الأنواع قد تفضل استخدام البرك القديمة بدلاً من البرك التي تم إنشاؤها حديثًا (Provost, 1948). ففي منطقة مستنقعات ساحلية في جنوب شرق الولايات المتحدة الأمريكية، استخدمت طيور البلشون الأبيض الكبير *Ardea alba* البرك الاصطناعية، لكنها بشكل عام كانت تميل إلى استخدام الأراضي الرطبة الطبيعية بشكل أكبر (Fidorra *et al.*, 2015). كما وجدت دراسة في إيطاليا أن البُرك التي تم إنشاؤها بين المد والجزر كانت السمة الأكثر استخدامًا من قبل الطيور، تليها السدود والهضبات ذات الغطاء النباتي (Scarton & Montanari, 2015).

اللافقاريات :تستخدم اللافقاريات القاعية التشكيلات الطبوغرافية الدقيقة وتساهم في تكوينها (Erftemeijer, 2023). يُشار إليها أحيانًا باسم "مهندسي النظام البيئي" بسبب الطريقة التي تعدل بها الطبقات الأرضية (على سبيل المثال عن طريق الحفر) (Jones *et al.*, 1994). تعني التضاريس الدقيقة المتنوعة وجود تباين في المواد العضوية والرواسب والمياه عبر الموقع وبالتالي المزيد من خيارات الموائل لأنواع مختلفة (Desjardins *et al.*, 2012).

الغطاء النباتي: وجدت الدراسات التي اختبرت تأثيرات إضافة الرواسب لتغيير ارتفاع الموقع، أو لمقاومة انخفاضه، أن وفرة الغطاء النباتي تزداد لتصبح أعلى من تلك الموجودة في المواقع المتدهورة (DeLaune *et al.*, 1990; Pezeshki *et al.*, 1992; Ford *et al.*, 1999; Schrift *et al.*, 2008; Stagg & Mendelssohn, 2012). يوفر الانحدار الخفيف تدرجًا يمكن أن يساعد في التطور الطبيعي للمستنقعات المالحة من خلال إنشاء مناطق تشهد كميات مختلفة من الفيضانات (Pitre & Anthamatten, 1981; Langis *et al.*, 1991; Pétillon *et al.*, 2010). تطور الغطاء النباتي في المستنقعات المالحة في غضون عام واحد في أحد المواقع في بلجيكا - حيث تم إزالة المباني ومواد التعبئة وإعادة تشكيل الرواسب المتبقية في انحدار بين المد والجزر - ولكن استيطان الموقع استمر لمدة 27 عامًا، مما أدى في النهاية إلى إنشاء تقسيم المناطق النموذجي لمجتمع نباتات المستنقعات المالحة (Pétillon *et al.*, 2010). في دلتا النهر الأصفر في الصين، لوحظ التعافي الإيجابي ونمو نباتات السوادة الزرقاء *Suaeda glauca* بالقرب من الجداول المدية في المنطقة الخاضعة للمد والجزر، بينما بالنسبة لنبات القصب الشائع *Phragmites communis*، فإن كونه بعيدًا عن الجداول في المنطقة بين المد والجزر كان مواتياً للتعافي (Wu *et al.*, 2020).

3. العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

الارتفاع/الانحدار: سيحدد الارتفاع والانحدار الحاليان لأي موقع مدى جدوى العمل والنباتات التي ستنمو فيه (Han Winterwerp, pers. comm.). وستسمح المنحدرات الضحلة بإنشاء منطقة مد وجزر أوسع. حيث تشير التجربة إلى أن الانحدار قد يكون حوالي <0.04 أو 1:1000 (WAVE, 2001).

التضاريس: يؤثر التنوع في التضاريس على عمق المياه وتغطية النباتات (Ma *et al.*, 2010). وقد وجدت الأدلة التجريبية من بيئة المياه العذبة أن التضاريس الدقيقة المتنوعة (تغيرات في الارتفاع حتى 3 سم فوق أو تحت الأرض) يمكن أن تدعم غنى وتنوع الأنواع النباتية بشكل أكبر، حيث تُظهر العديد من الأنواع تفضيلًا للتجاويف أو التلال (Vivian-Smith, 1997). لقد ثبت أن المنخفضات العميقة تلتقط المزيد من البذور وتشكل بقع نباتية أكبر من المنخفضات الأصغر (Wang *et al.*, 2018).

عمق المياه: سيحدد عمق المياه مدى إمكانية وصول الطيور الباحثة عن الطعام إلى البرك، اعتمادًا على طول منقارها وأرجلها (Ma *et al.*, 2010). يُنصح عمومًا بعمق متوسط للمياه يتراوح بين 0.5 و15 سم عبر منطقة كبيرة نسبيًا لزيادة تنوع الطيور الساحلية (Rogers *et al.*, 2015). يمكن أن تؤثر كمية الفيضانات على معدل نمو النباتات، حيث وجدت إحدى الدراسات أن الفيضانات اليومية هي الأكثر نجاحًا (Pitre & Anthamatten, 1981).

4.التنفيذ

إنشاء منخفضات/أحواض: يمكن حفر الأحواض عن طريق الحفر، والذي قد يتطلب استخدام آلات ثقيلة، اعتمادًا على الحجم. لقد وجدت إحدى الدراسات في الصين أن الأحواض الأكبر والأعمق (العمق: 15 سم؛ العرض: 100-150 سم) تحتجز المزيد من البذور وتشكل بقعًا أكبر من النباتات مقارنة بالأحواض الأصغر والأقل عمقًا (العمق: 5 سم؛ العرض: 20 سم) (Wang *et al.*, 2018).

تغيير ارتفاع/انحدار الموقع: بافتراض عدم وجود أي تعديلات أخرى (مثل تركيب السدود أو قنوات المياه)، فإن استعادة الارتفاع الطبيعي يمكن أن يعيد النظام الهيدرولوجي الطبيعي. إن رفع أو خفض ارتفاع الموقع بالكامل من شأنه أن يقلل أو يزيد، على التوالي، من وتيرة ومدة الغمر. إن تغيير الانحدار سيؤثر على الغمر النسبي في كامل الموقع. لقد نجح موقع في مصب نهر IJzer في بلجيكا في إنشاء مجتمع نباتي من المستنقعات المالحة مع تقسيم الموقع إلى مناطق، حيث أنشأ منحدرًا بتكرار غمر مائي تتراوح من 0.01 إلى 70% سنويًا (Pétillon *et al.*, 2010).

استخدام الآلات الثقيلة: قد يكون من الصعب استخدام الآلات الثقيلة في المناطق ذات الرواسب الرطبة واللينة من مناطق المد والجزر. يمكن للمركبات أن تزيح أو تضغط على أي نباتات موجودة. يمكن تسهيل الوصول وتقليل التأثيرات باستخدام المركبات المعدلة (على سبيل المثال، ذات العجلات الإضافية، وذات السيور و/أو ذات الإطارات مخفضة الضغط)، وتقليل الوزن الذي تحمله، واستخدام عدد قليل من الطرقات المخصصة للوصول للمنطقة بدلاً من القيادة عبر المستنقع بأكمله أو مسطح المد والجزر، والوصول إلى الموقع عندما تكون الرواسب متجمدة، أو استخدام المركبات/المعدات التي لا تلمس سطح المستنقع فعليًا (على سبيل المثال، العوامات الهوائية أو المروحيات أو المسيرات بدون طيار) (Wolters *et al.*, 2017; Shotzberger, 2021).

المراجع

Cai S., Mu T., Peng H.-B., Ma Z. & Wilcove D.S. (2024) Importance of habitat heterogeneity in tidal flats to the conservation of migratory shorebirds. *Conservation Biology*, **38**, e14153. https://doi.org/10.1111/cobi.14153

DeLaune R.D., Pezeshki S.R., Pardue J.H., Whitcomb J.H. & Patrick W.H. Jr. (1990) Some influences of sediment addition to a deteriorating salt marsh in the Mississippi River deltaic plain: a pilot study. *Journal of Coastal Research*, **6**, 181–188. Available at: https://journals.flvc.org/jcr/article/view/78015/75443

Desjardins P.R., Buatois L.A. & Mángano M.G. (2012) *Chapter 18 - Tidal Flats and Subtidal Sand Bodies*. *Developments in Sedimentology* Trace Fossils as Indicators of Sedimentary Environments. (ed. by D. Knaust) and R.G. Bromley), pp. 529–561. Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53813-0.00018-6

Erftemeijer P.L.A. (2023) Shorebird habitat requirements: Relating mudflat characteristics to invertebrate fauna and shorebird densities. Manila Bay Airport Offset Project, DAMCO Consulting Pty Ltd, Technical Report for San Miguel Aerocity Inc (SMAI), April 2023, 32 pp.

Fidorra J.C., Frederick P.C., Evers D.C. & Meyer K.D. (2015) Selection of human-influenced and natural wetlands by Great Egrets at multiple scales in the southeastern USA. *Condor*, **118**, 46–56. https://doi.org/10.1650/condor-14-117.1

Ford M.A., Cahoon D.R. & Lynch J.C. (1999) Restoring marsh elevation in a rapidly subsiding salt marsh by thin-layer deposition of dredged material. *Ecological Engineering*, **12**, 189–205. https://doi.org/10.1016/s0925-8574(98)00061-5

Hoffman R.H. (1970) Waterfowl utilization of ponds blasted at Delta, Manitoba. *The Journal of Wildlife Management*, **34**, 586–593. https://doi.org/10.2307/3798867

Holton N. & Allcorn R.I. (2006) The effectiveness of opening up rush patches on encouraging breeding Common Snipe *Gallinago gallinago* at Rogersceugh Farm, Campfield Marsh RSPB reserve, Cumbria, England. *Conservation Evidence*, **3**, 79–80. Available at: https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2230

Jones C.G., Lawton J.H. & Shachak M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, **69**, 373–386. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_14

Langis R., Zalejko M. & Zedler J.B. (1991) Nitrogen assessments in a constructed and a natural salt marsh of San Diego Bay. *Ecological Applications*, **1**, 40–51. https://doi.org/10.2307/1941846

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6

Pétillon J., Erfanzadeh R., Garbutt A., Maelfait J.-P. & Hoffmann M. (2010) Inundation frequency determines the post-pioneer successional pathway in a newly created salt marsh. *Wetlands*, **30**, 1097–1105. https://doi.org/10.1007/s13157-010-0115-x

Pezeshki S.R., DeLaune R.D. & Pardue J.H. (1992) Sediment addition enhances transpiration and growth of *Spartina alterniflora* in deteriorating Louisiana Gulf Coast salt marshes. *Wetlands Ecology and Management*, **1**, 185–189. https://doi.org/10.1007/bf00244923

Pitre R.L. & Anthamatten F. (1981) Successful restoration of filled wetlands at four locations along the Texas Gulf Coast. *Wetlands*, **1**, 171–178. https://doi.org/10.1007/bf03160462

Provost M.W. (1948) Marsh-blasting as a wildlife management technique. *The Journal of Wildlife Management*, **12**, 350–387. https://doi.org/10.2307/3795926

Rogers D., Stamation K., Loyn R. & Menkhorst P. (2015) *Literature Review: Management of Non-tidal Ponds for Shorebirds*, ArthurRylah Institute for Environmental Research Technical Report Series No. 264. Department of Environment, Land, Water and Planning: Heidelberg, Victoria. http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.3954.3760

Scarton F. & Montanari M. (2015) Use of artificial intertidal sites by birds in a Mediterranean lagoon and their importance for wintering and migrating waders. *Journal of Coastal Conservation*, **19**, 321–334. https://doi.org/10.1007/s11852-015-0394-8

Schrift A.M., Mendelssohn I.A. & Materne M.D. (2008) Salt marsh restoration with sediment-slurry amendments following a drought-induced large-scale disturbance. *Wetlands*, **28**, 1071–1085. https://doi.org/10.1672/07-78.1

Shotzberger S. (2021) *Marsh Equipment for Access and Construction*. June 4 2021. Available at: https://www.linkedin.com/pulse/marsh-equipment-access-construction-shawn-shotzberger?trk=public_profile_article_view

Squires R. & Allcorn R.I. (2006) The effect of chisel ploughing to create nesting habitat for breeding Lapwings *Vanellus vanellus* at Ynys-Hir RSPB reserve, Powys, Wales. *Conservation Evidence*, **3**, 77–78. https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2229

Stagg C.L. & Mendelssohn I.A. (2012) *Littoraria irrorata* growth and survival in a sediment-restored salt marsh. *Wetlands*, **32**, 643–652. https://doi.org/10.1007/s13157-012-0297-5

Vivian-Smith G. (1997) Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology*, **85**, 71–82. https://doi.org/10.2307/2960628

Wang Q., Cui B. & Luo M. (2018) Effectiveness of microtopographic structure in species recovery in degraded salt marshes. *Marine Pollution Bulletin*, **133**, 173–181. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.037

WAVE (2001) *Technologies for the Conservation and Creation of Tidal Flats. Guidelines for the Conservation and Creation of Ecosystems in Relation to Coastal Development*, Volume 2. Waterfront Vitalization and Environment Research Center (WAVE), Tokyo (Japan), Technical Report, March 2001, 113 pp. Available at: https://www.wave.or.jp/eng/activities/handbook_cr_2.html

Wolters M., de Vries S., Ozinga W.A. & Bakker J.P. (2017) Restoration of inland brackish vegetation by large-scale transfer of coastal driftline material. *Applied Vegetation Science*, **20**, 641–650. https://doi.org/10.1111/avsc.12323

Wu Y., Liu J., Yan G., Zhai J., Cong L. *et al*. (2020) The size and distribution of tidal creeks affects salt marsh restoration. *Journal of Environmental Management*, **259**, 110070. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110070

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 6, v1.0

إرشادات حول استعادة أو إنشاء الغطاء النباتي للمستنقعات المالحة

Vanessa Cutts[1], Nigel G. Taylor[1], Lorenzo Gaffi[2], Ward Hagemeijer[2] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge
2 Wetlands International, The Netherlands

متطوعون يحملون ويزرعون عشب المستنقعات في ولاية كارولينا الجنوبية بالولايات المتحدة الأمريكية. [المصدر: قسم الموارد الطبيعية في ولاية كارولينا الجنوبية].

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024*) Guidance on restoring or creating salt marsh vegetation*. Conservation Guidance Series No. 6, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/YNWD6751

الهدف: (إعادة) زراعة المستنقعات المالحة بالغطاء النباتي المستهدف

التعاريف

- الكورمة = قاعدة ساق منتفخة تحت الأرض مغطاة بأوراق تشبه الحراشف، قادرة على إنتاج نمو جديد في ظروف مناسبة.
- بنك البذور = المخزون الطبيعي للبذور في التربة أو الرواسب، والتي يمكن أن تكون ساكنة.

1. الوصف

قد تحتاج المستنقعات المالحة التي تم إنشاؤها أو ترميمها إلى "يد المساعدة" إذا لم تكن النباتات تستعمر بشكل طبيعي، أو كانت تستعمر ببطء. يمكن إدخال النباتات المستهدفة عن طريق زراعة نباتات جديدة أو بذور أو أجزاء نباتية، أو عن طريق إيداع مادة نباتية تحتوي على أنواع مستهدفة. تشمل المواقع التي قد تكون فيها إعادة التشجير النشطة مفيدة بشكل خاص تلك المواقع التي استنفذت الأنواع المستهدفة من بنك بذور فيها (على سبيل المثال، المواقع المستخدمة تاريخيًا للزراعة أو التي تم إنشاؤها عن طريق وضع مواد مستخرجة من البحر)، وتلك التي لا تحتوي على مصدر متاح من النباتات المستعمرة (على سبيل المثال، على مسافة بعيدة من المستنقعات المالحة الموجودة أو في أعلى مجراها)، وتلك المعرضة للغزو من قبل الأنواع غير الأصلية (والتي قد تستعمر الرواسب العارية بسهولة ولكن ليس المواقع ذات الغطاء النباتي الأصلي؛ Tarsa *et al.*, 2022). يمكن للغطاء النباتي أيضًا أن يساعد المستنقعات المالحة في مواكبة ارتفاع مستويات سطح البحر (Davis *et al.*, 2017).

لاحظ أن هناك العديد من الخيارات المتاحة لتحفيز نمو نباتات المستنقعات المالحة دون إدخالها بشكل مباشر، والتي لم يتم تناولها هنا. وهذه الخيارات تشمل إضافة الأسمدة، وإضافة النشارة، وزراعة نباتات مشتلية راعية (انظر Taylor *et al.*, 2021) وإعادة التشكيل (انظر Cutts *et al.*, 2024). كما يمكن أن تساعد إدارة أي سبب لفقدان النباتات - من النشاط الترفيهي إلى رعي الماشية إلى التلوث - في تقليل تدهور النباتات (Taylor *et al.*, 2021).

إن العديد من الموائل الساحلية لا تحتوي بشكل طبيعي على الكثير من النباتات أو لا تحتوي عليها على الإطلاق، وتوفر موارد مهمة للطيور الساحلية وغيرها من الحيوانات البرية في هذه الولاية. وينبغي للمديرين أن يتجنبوا إغراء إعادة زراعة هذه الموائل. على سبيل المثال، في أجزاء من مسطحات المد والجزر العليا على ساحل البحر الأصفر في الصين، فإن المسطحات القلوية غير كثيفة الغطاء النباتي (معظم نبتها من نوع السوادة اللحمية *Suaeda salsa*)، وليس المناطق ذات الغطاء النباتي الكثيف أو الخالية تمامًا من النباتات، توفر موطنًا لتكاثر العديد من أنواع الطيور الساحلية مثل طائر النورس السوندرزي *Saundersilarus saundersi* (David Melville, pers. comm.).

2. أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

الغطاء النباتي: ثبت عمومًا أن زراعة البذور أو النباتات الكاملة ناجحة في إعادة الغطاء النبتي إلى مناطق المستنقعات المالحة (Taylor *et al.*, 2021). وأفادت مراجعة عالمية لدراسات استعادة المستنقعات المالحة بمعدل بقاء متوسط يبلغ 65% (نطاق من 0% إلى ≥95%) للنباتات غير الخشبية المزروعة والمزروعة في 64 حالة مسجلة (Bayraktarov *et al.*, 2016). وفي موقع في هولندا، أدت إضافة طبقة من مادة خط الانجراف، التي تحتوي على بذور وبقايا نباتية من أنواع المستنقعات المالحة، إلى زيادة عدد الأنواع المستهدفة خلال السنوات الأربع الأولى. ومع ذلك، بعد ست سنوات، كان عدد الأنواع مماثلًا للموقع الشاهد الذي لم تتم فيه إضافة أية مواد (Wolters *et al.*, 2017).

يمكن أن تكون الزراعة جيدة عند خلطها مع الأسمدة (Taylor *et al.*, 2021)، على سبيل المثال خلطها مع سماد عشب البحر (O'Brien & Zedler, 2006) أو خلط بقايا نباتات القصب (Guan *et al.*, 2011). كما وجدت دراسة أخرى أن إضافة الفوسفات الصخرية قد زادت من الغطاء النباتي الكلي للمستنقعات المالحة، ولكن هذا لم يكن فعالاً إلا عند إدخال الغطاء النباتي أيضًا (Emond *et al.*, 2016). كما وُجد أن استخدام اليوريا يزيد من الكتلة الحيوية لنوع السوادة *Suaeda salsa* في الصين (Guan *et al.*, 2011).

3. العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

مستويات المياه: تتمتع النباتات بقدرة تحمل محددة للفيضانات أو التشبع بالمياه، والتي تتأثر بارتفاع الموقع. قد تكون النباتات الأكبر سنًا أكثر قدرة على تحمل التشبع بالمياه من البادرات الصغيرة (Cao *et al.*, 2022). لذلك، يجب أن يؤخذ بالاعتبار زراعة الأنواع أو الأفراد على ارتفاعات مناسبة. قد يؤدي تعديل التضاريس (الدقيقة) قبل الزراعة أيضًا إلى زيادة معدلات البقاء (انظر Cutts *et al.,* 2024). تشير الأدلة إلى أن احتفاظ بذور نباتات المستنقعات المالحة الرائدة يكون أعلى في المناطق المنخفضة من التربة (Wang *et al.*, 2018).

الملوحة: **إن** النباتات الساحلية تتحمل الملوحة، ولكن حتى الأنواع الأكثر تحملاً للملوحة ستعاني في المناطق شديدة الملوحة (Zedler, 2003). وعلى نحو مماثل، فإن الفترات المطولة من انخفاض الملوحة، على سبيل المثال بسبب مياه الأمطار أو الجريان السطحي من المناطق المجاورة الحضرية، لن تكون مناسبة لنباتات المستنقعات المالحة ويمكن أن تساعد في غزو الأنواع غير المرغوب فيها مثل نبات قصب الحلفا *Typha domingensis* في أمريكا الشمالية (Beare & Zedler 1987) أو نبات الفلفل المعمر *Lepidium latifolium* (Wiggington *et al.*, 2020).

التعرض: إن التعكير والتشويش الفعلي الناجم عن فعل الأمواج والتيارات قد يقلل من الاسترساء الأولي للغطاء النباتي ومن بقائه على المدى الطويل. وغالبًا ما تكون محاولة إنشاء الغطاء النباتي في المواقع ذات الطاقة الأعلى غير ناجحة. ويمكن التخفيف من أثر مستويات الطاقة المعتدلة باستخدام الحواجز مثل كاسرات الأمواج. ولذلك يجب اختيار الأنواع ومراحل الحياة المناسبة لمستويات الطاقة في الموقع المحلي.

الحيوانات: إن الحيوانات مثل أنواع الثدييات (Wasson *et al.*, 2021) أو أنواع الطيور (Zedler, 1993) أو أنواع السرطانات (Liu *et al.*, 2020) قد تتغذى على النباتات التي يتم استرسائها في المستنقعات المالحة وتستهلكها و/أو تدوس عليها. وقد تمنع الكثافات الحيوانية العالية من إسترساء هذه النباتات. ويمكن استخدام الأقفاص أو غيرها من الحواجز لحماية النباتات الصغيرة (Taylor *et al.*, 2021; Wasson *et al.*, 2021). كما يمكن أن يكون للحيوانات تأثيرات إيجابية؛ فعلى سبيل المثال، عانت نباتات الديس *Scirpus mariqueter* المزروعة من رعي أقل ووصلت إلى كثافات أعلى في المناطق الأقرب إلى جحور سرطان الطين العملاق *Scylla serrata*، لأن أفراد السرطان كانت تتغذى على العاشبات الأخرى (Wu & He, 2023).

4.التنفيذ

الزراعة: يمكن نقل الشتلات من المستنقعات القريبة أو يمكن تربيتها في مشتل. غالبًا ما توضع النباتات في منخفضات بعمق 5-10 سم في التربة، لكن العمق الأمثل يعتمد على النوع (Varty & Zedler, 2008; Guan *et al.*, 2011; Hu *et al.*, 2016). فقد أظهرت الدراسات التي نجحت فيها الزراعة أن الزراعة تتم عادةً على مسافة 45-100 سم بين كل شتلة وأخرى، وعادةً ما تتم الزراعة في الربيع إلى أوائل الصيف (Taylor *et al.*, 2021). وفي العديد من الحالات، كانت الزراعة تتم في رواسب مستخرجة من الأرض ذات حبيبات دقيقة، وفي بعض الأحيان تمت إزالة الغطاء النباتي الموجود. ففي مصب نهر Yangtze الصين، اختبر Zhang & Li (2023) أساليب مختلفة لزراعة الديس *Scirpus mariqueter* (نوع سائد من المستنقعات المالحة في مصب النهر)، ووجدوا أن الأسلوب الأكثر كفاءة اقتصاديًا هو زرع شتلات الكورمات بكثافة منخفضة بدون رواسب، بتكلفة 10,100 ¥ يوان صيني (حوالي 1,400 دولار أمريكي؛ سعر التحويل في فبراير 2024) للهكتار الواحد.

يمكن جمع البذور من المستنقعات الطبيعية أو المشاتل وعادة ما تُزرع على عمق يتراوح بين 1.5 و5.0 سم، ولكن العمق الأمثل يختلف بين الأنواع (Groenendijk, 1986; Hu *et al.*, 2016). على الرغم من أن البذور أسهل في التعامل معها من النباتات النامية والشتلات، إلا أنها أكثر عرضة للانجراف. ويختلف عدد البذور المزروعة بناءً على الأنواع وحجم الموقع. وتشير الدراسات إلى نطاق يتراوح بين 80 و4000 بذرة/م^2 (Groenendijk, 1986; Varty & Zedler, 2008; Guan *et al.*, 2011; Hu *et al.*, 2016). ويعتمد بقاء النباتات الجديدة على الظروف المحلية. على سبيل المثال، في موقع في كاليفورنيا، تم زرع أكثر من 21000 بذرة، ولكن فقط 17 بادرة قد نمت (Zedler, 1993). وقد عُزي ذلك إلى مستويات الملوحة العالية، وترسب الطمي الذي طمر النباتات، والاختناق من الطحالب، ودوس الطيور، مثل طائر الغراء الأمريكية *Fulica americana* عليها.

كما تم نقل أعشاب المستنقعات المالحة بنجاح إلى مواقع الترميم / الإنشاء (Green *et al.*, 2009; Sparks *et al.,* 2013). وقد اقترح البعض أن هذا من شأنه أن يعيد الغطاء النباتي إلى حالته الأصلية بسرعة أكبر، وأن يكون أكثر جمالاً وأكثر مقاومة للتآكل من أساليب الزراعة أو البذر ـ ولكنه أكثر تكلفة عموماً (Sparks *et al.,* 2013). وقد لا يكون من الضروري تغطية موقع الترميم/ الإنشاء بالكامل بأعشاب المستنقعات المالحة: فقد أفادت إحدى الدراسات التي أجريت في ولاية ميسيسيبي بالولايات المتحدة الأمريكية أن تغطية الموقع بنسبة 50% كانت أكثر فعالية من حيث التكلفة (وتتطلب مواد أقل من الموقع الذي يتم جمع النباتات منه) من تغطية الموقع بنسبة 100% (Sparks *et al.,* 2013).

يمكن جمع المواد النباتية من المواقع القريبة التي تحتوي على أنواع نباتية مستهدفة ونشرها في موقع الترميم/الإنشاء (Emond *et al.*, 2016; Wolters *et al.*, 2017). على سبيل المثال، لاستعادة مستنقع مالح في هولندا، تم جمع المواد النباتية من أسفل جدار بحري قريب، باستخدام الآلات الزراعية. تم وضع أجزاء بحجم 10 سم^3 في آلة نشر السماد وتم نشر 200 م^3 على ثلثي الموقع في طبقة بسماكة 5 سم (Wolters *et al.*, 2017).

إذا تم استخدام نباتات من مستنقعات مالحة موجودة، فيجب التفكير مليًا في كيفية تقليل التأثيرات على المواقع التي يتم جمع العينات منها (مواقع التبرع بالنباتات)، على سبيل المثال عن طريق ترك بعض النباتات في مكانها، وتجنب جمع النباتات خلال فترات تكاثر الطيور. كما يجب تأمين أي تصاريح ضرورية قبل القيام بالجمع.

الإجراءات لمساعدة الغطاء النباتي المزروع: يمكن اتخاذ مجموعة واسعة من الإجراءات قبل أو بعد زراعة النباتات لزيادة معدلات البقاء و/أو النمو. وتشمل هذه إعادة تشكيل التربة (إنشاء تلال و/أو منخفضات)، وإزالة الرواسب السطحية الملوثة/الجافة/القشرية، واستخدام النباتات الراعية، واستخدام الأسوار أو الحواجز لاستبعاد الحيوانات التي قد تلحق الضرر بالنباتات الصغيرة، وإضافة الجير وإضافة الأسمدة (Taylor *et al.*, 2021).

إذا كان من الضروري إضافة مواد، مثل الجير أو الأسمدة، فيجب إضافتها عمومًا عندما لا يكون الموقع مغمورًا بالمياه لتقليل خطر ذوبانها أو انجرافها. يمكن أيضًا خلط المواد المضافة في الرواسب قبل الزراعة. حققت إحدى الدراسات نجاحًا مع سماد عشب البحر، حيث تم خلط 40 لترًا / 1.5 م^2 من السماد العضوي (جزءان من التربة وجزء واحد من عشب البحر) في أعلى 30 سم من التربة (O'Brien & Zedler, 2006) بينما وجدت دراسة أخرى نجاحًا في حرث 2 كغ / م^2 من حطام القصب إلى عمق 20 سم (Guan *et al.*, 2011). يمكن أن تؤدي إضافة الأسمدة أثناء الزراعة إلى تسريع نمو النباتات الجديدة من خلال موازنة العناصر الغذائية المتاحة في الرواسب. تجدر الإشارة إلى أن ليس كل المواد المضافة أثبتت نجاحها؛ إن إضافة كميات زائدة من الأسمدة، مثل النيتروجين، يمكن أن تسبب ضررًا أكثر من نفعها من خلال التسبب في التغذية الزائدة، وهو تهديد كبير للأنظمة الساحلية على مستوى العالم (Albornoz, 2016; Malone & Newton, 2020).

حالة دراسية: مستنقع ماركوني Marconi الملحي، مصب نهر إمس Ems، هولندا

تمت الموافقة على القيام بمشروع Marconi Buitendijks لمعالجة الحالة البيئية المتدهورة لمصب نهر Ems في هولندا. تم نقل جدار بحري على طول ساحل Delfjizl وتعزيزه وتم إنشاء مستنقعين مالحين عن طريق رفع قاع البحر إلى متوسط المد المرتفع بالرمال المجروفة. كان أحد المستنقعين المالحين مفتوحًا للجمهور، بينما الآخر وهو مستنقع مالح رائد كان مفتوحًا للباحثين فقط. هذا المستنقع المالح الرائد الذي تبلغ مساحته 15 هكتارًا هو مشروع تجريبي ويتم استخدامه لإجراء التجارب لفهم تطور المستنقعات المالحة.

يقوم الباحثون باختبار تأثير إغناء المستنقعات المالحة بالطين وتأثير الزراعة مقارنة بالانتشار الطبيعي للغطاء النباتي. يتكون المستنقع التجريبي من ستة أقسام بمساحة هكتار واحد لكل منها نسب مختلفة من الطين والرمل والرواسب الدقيقة، بعضها مزروع وبعضها متروك لينمو بشكل طبيعي. تم استخدام آلات ثقيلة لخلط الطين في أعلى متر واحد من القاع الرملي (لاحظ أن هذا تسبب في غوص الآلات). من نوفمبر 2018 إلى سبتمبر 2020، تعرضت المستنقعات المالحة للغمر بالمياه حوالي 70 مرة.

في مايو 2019، زرع فريق البحث يدويًا بذور نوع الخرّيزة الزاحفة *Salicornia procumbens*. قبل الزراعة، تم تجفيف عينات النبات وتجزئتها إلى قطع ونقعها في الماء العذب لمدة أربعة أيام للسماح للبذور بالإنبات. بدأت النباتات بالنمو بعد عام ونصف من البذر (في يوليو).

ما ذا تعلمنا من المشروع حتى الآن؟

- كان تأثير البذر مؤقتًا: كانت المناطق المزروعة بالبذور تحتوي على غطاء أعلى من النوع المزروع الخرّيزة الزاحفة *Salicornia procumbens* مقارنة بالمناطق غير المزروعة بالبذور، ولكن فقط في السنة الأولى.
- أدت النسبة الأعلى من الطين (25-48%) في الطبقة العليا من الرواسب إلى زيادة الغطاء النباتي الإجمالي، في حين كان الغطاء النباتي أقل بشكل ملحوظ في الموقع ذو النسبة الأقل من الطين (7–9%).
- أدى ارتفاع محتوى الطين إلى زيادة الغنى بالأنواع.
- لم يتم العثور على أي نباتات في قطع الأراضي ذات معدلات التعرية العالية (<2.5 مم شهريًا).
- لم ينمو الغطاء النباتي إلا في المناطق المحاطة بحواجز.
- بشكل عام، خلص الباحثون إلى أن خلط الطبقة العليا من القاع الرملي بالطين بنسبة 25% يعزز من نمو الغطاء النباتي ومن غنى الأنواع وهو أمر ممكن عمليًا.

المصادر:

Baptiste *et al*. (2021); de Vries *et al*. (2021); Video: Research on the pioneer salt marsh Marconi Delfzijl (youtube.com/watch?v=V8zCrhG-jtY)

5. مصادر أخرى للمعلومات

الدراسات المرجعية لأفضل الممارسات لإنشاء المستنقعات المالحة:

de Groot A.V. & van Duin W.E. (2013) *Best Practices for Creating New Salt Marshes in an Estuarine Setting: A Literature Study*. Report no. IMARES C145/12. EcoShape – Building with Nature: The Netherlands. Available at: https://edepot.wur.nl/248715

المراجع

Albornoz F. (2016) Crop responses to nitrogen overfertilization: A review. *Scientia Horticulturae*, **205**, 79–83. https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.04.026

Baptist M.J., Dankers P., Cleveringa J., Sittoni L., Willemsen P.W.J.M., *et al*. (2021) Salt marsh construction as a nature-based solution in an estuarine social-ecological system. *Nature-Based Solutions*, **1**, 100005. https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2021.100005

Bayraktarov E., Saunders M.I., Abdullah S., Mills M., Beher J., *et al*. (2016) The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, **26**, 1055–1074. https://doi.org/10.1890/15-1077

Beare P.A. & Zedler J.B. (1987) Cattail invasion and persistence in a coastal salt marsh: The role of salinity reduction. *Estuaries*, **10**, 165–170. https://doi.org/10.2307/1352181

Cao H., Zhu Z., van Belzen J., Gourgue O., van de Koppel J., *et al*. (2021) Salt marsh establishment in poorly consolidated muddy systems: effects of surface drainage, elevation, and plant age. *Ecosphere*, **12**, e03755. https://doi.org/10.1002/ecs2.3755

Cutts V., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on reprofiling salt marshes and intertidal flats*. Conservation Guidance Series No. 5, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/NVIQ1970

Davis J., Currin C. & Morris J.T. (2017) Impacts of fertilization and tidal inundation on elevation change in microtidal, low relief salt marshes. *Estuaries and Coasts*, **40**, 1677–1687. https://doi.org/10.1007/s12237-017-0251-0

Emond C., Lapointe L., Hugron S. & Rochefort L. (2016) Reintroduction of salt marsh vegetation and phosphorus fertilisation improve plant colonisation on seawater-contaminated cutover bogs. *Mires and Peat*, **18**, Article 17. https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.209

Green J., Reichelt-Brushett A. & Jacobs S.W.L. (2009) Re-establishing a saltmarsh vegetation structure in a changing climate. *Ecological Management and Restoration*, **10**, 20–30. https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00438.x

Groenendijk A.M. (1986) Establishment of a *Spartina anglica* population on a tidal mudflat - a field experiment. *Journal of Environmental Management*, **22**, 1–12.

Guan B., Yu J., Lu Z., Xie W., Chen X. *et al.* (2011) The ecological effects of *Suaeda salsa* on repairing heavily degraded coastal saline alkaline wetlands in the Yellow River Delta. *Acta Ecologica Sinica*, **31**, 4835–4840. Available at: https://www.ecologica.cn/stxb/article/abstract/stxb201007010974

Hu Z., Ma Q., Cao H., Zhang Z., Tang C., *et al.* (2016) A trial study on revegetation of the native *Scirpus mariqueter* population in the coastal wetland of the Yangtze Estuary. *Ecological Science*, **35**, 1–7.

Liu Z., Fagherazzi S., Ma X., Xie C., Li J., *et al*. (2020) Consumer control and abiotic stresses constrain coastal saltmarsh restoration. *Journal of Environmental Management*, **274**, 111110. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111110

Malone T.C. & Newton A. (2020) The globalization of cultural eutrophication in the coastal ocean: Causes and consequences. *Frontiers in Marine Science*, **7**. https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00670

O'Brien E.L. & Zedler J.B. (2006) Accelerating the restoration of vegetation in a southern California salt marsh. *Wetlands Ecology and Management*, **14**, 269–286. https://doi.org/10.1007/s11273-005-1480-8

Sparks E.L., Cebrian J., Biber P.D., Sheehan K.L. & Tobias C.R. (2013) Cost-effectiveness of two small-scale salt marsh restoration designs. *Ecological Engineering*, **53**, 250–256. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.053

Taylor N.G., Grillas P., Smith R.K. & Sutherland W.J. (2021) *Marsh and Swamp Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions to Conserve Marsh and Swamp Vegetation*. University of Cambridge: Cambridge, UK. Available at: https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/19

Varty A.K. & Zedler J.B. (2008) How waterlogged microsites help an annual plant persist among salt marsh perennials. *Estuaries and Coasts*, **31**, 300–312. https://doi.org/10.1007/s12237-007-9019-2

de Vries B., Willemsen P., van Puijenbroek M., Coumou L., Baptist M.J., *et al*. (2021) *Salt Marsh Pilot Marconi: Monitoring results*. EcoShape: Delfzijl, The Netherlands. Available at: https://www.ecoshape.org/en/pilots/saltmarsh-development-marconi-delfzijl-9/

Wang Q., Cui B. & Luo M. (2018) Effectiveness of microtopographic structure in species recovery in degraded salt marshes. *Marine Pollution Bulletin*, **133**, 173–181. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.037

Wasson K., Tanner K.E., Woofolk A., McCain S. & Suraci J.P. (2021) Top-down and sideways: Herbivory and cross-ecosystem connectivity shape restoration success at the salt marsh-upland ecotone. *PLOS ONE*, **16**, e0247374. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247374

Wigginton R.D., Kelso M.A. & Grosholz E.D. (2020) Time-lagged impacts of extreme, multi-year drought on tidal salt marsh plant invasion. *Ecosphere*, **11**, e03155. https://doi.org/10.1002/ecs2.3155

Wolters M., de Vries S., Ozinga W.A. & Bakker J.P. (2017) Restoration of inland brackish vegetation by large-scale transfer of coastal driftline material. *Applied Vegetation Science*, **20**, 641–650. https://doi.org/10.1111/avsc.12323

Wu C. & He Q. (2024) Co-restoring keystone predators and foundation species to recover a coastal wetland. *Journal of Applied Ecology*, **61**, 379–389. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14569

Zedler J.B. (1993) Canopy architecture of natural and planted cordgrass marshes: Selecting habitat evaluation criteria. *Ecological Applications*, **3**, 123–138. https://doi.org/10.2307/1941796

Zedler J.B., Morzaria-Luna H. & Ward K. (2003) The challenge of restoring vegetation on tidal, hypersaline substrates. *Plant and Soil*, **253**, 259–273. https://doi.org/10.1023/a:1024599203741

Zhang Q. & Li B. (2023) Field practice of *Scirpus mariqueter* restoration in the bird habitats of Chongming Dongtan Wetland, China. *Yingyong Shengtai Xuebao*, **34**, 2663. https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.202310.029

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 7, v1.0

إرشادات حول إدارة الغطاء النباتي في مسطحات المد والجزر

Vanessa Cutts[1], Nigel G. Taylor[1], Paul L.A. Erftemeijer[2], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[3] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge
2 School of Biological Sciences and Oceans Institute, University of Western Australia
3 Wetlands International, The Netherlands

مصب نهر Humber، *المملكة المتحدة*.
[*المصدر* Mat Fascione].

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Taylor N.G., Erftemeijer P.L.A., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on managing vegetation on intertidal flats*. Conservation Guidance Series No. 7, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/JMOV1583

الهدف: إزالة أو احتواء الغطاء النباتي للحفاظ على مسطحات المد والجزر المفتوحة

التعاريف

- **منطقة المد والجزر** = المنطقة الواقعة بين المد المرتفع والجزر المنخفض.

1. الوصف

تتطلب معظم أنواع الطيور الساحلية المهاجرة مناطق مفتوحة من الموائل المسطحة المدية حيث يمكنها البحث عن الطعام والحفاظ على خطوط رؤية من دون أية عوائق لتستطيع الكشف المبكر عن الحيوانات المفترسة (Erftemeijer, 2023). إن إتساع رقع نباتات المانغروف والمستنقعات المالحة في موائل تغذية الطيور الساحلية بسبب ارتفاع مستوى سطح البحر وزيادة الرواسب يمثل مشكلة في مصبات الأنهار كما هو الحال في هونغ كونغ وتايوان ونيوزيلندا وشرق أستراليا (Straw and Saintilian, 2006; Jackson *et al.*, 2021; Choi *et al.*, 2022). يجب تجنب زراعة أشجار المانغروف في مسطحات المد والجزر المفتوحة (التي لم يكن المانغروف موجودًا فيها من قبل) بشكل عام لأن هذا سيعتبر إحلال موئل عوضًا عن موئل آخر، وبالتالي فقدان القيمة المحددة من مسطحات المد والجزر (Erftemeijer & Lewis, 2000; Choi *et al.*, 2022; Beeston *et al.*, 2023).

وعلى الرغم من أن بعض الطحالب قد تكون موجودة بشكل طبيعي في مسطحات المد والجزر، فإن الانتشار الغزير لأنواع الطحالب الانتهازية، مثل أجناس *Agarophyton* (Besterman *et al.*, 2020)، *Ulval* و*Lyngby* (Zhang et al., 2019) والناتجة عن تراكم المغذيات يمكن أن يقلل بشكل كبير من التنوع القاعي وجاذبية مسطحات المد والجزر لبعض أنواع الطيور الساحلية (Estrella *et al.*, 2011; Besterman *et al.*, 2020). وينطبق ذات الشيء على انتشار وغزو نوع عشبة البحر الحزامية اليابانية *Zostera japonica* (Durance, 2002). ومع ذلك، يبدو أن معظم أعشاب البحر طبيعية الوجود (وكذلك بقايا أعشاب البحر) تثري الحيوانات القاعية في مسطحات المد والجزر وتعزز من جاذبية هذه المسطحات للطيور الساحلية التي تتغذى عليها (see: Unsworth and Butterworth, 2021).

قد يكون إزالة مثل هذه النباتات أمرًا مرغوبًا فيه (أ) حيث تكون المنطقة الساحلية المدية موطنًا مهمًا بشكل خاص لأنواع أخرى، مثل الطيور الساحلية، و/أو (ب) تكون النباتات ليست أصلية المنشأ. هناك دلائل إرشادية أخرى حول إزالة أنواع الأعشاب الحبلية الغازية *Spartina* spp. (see Cutts *et al.,* 2024a-c).

2. أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

***الطيور*:** في مصب نهر دانشوي Danshuei في تايوان، كانت الطيور الساحلية الشاتية تبيت في المسطحات الطينية المفتوحة التي تكونت نتيجة لإزالة أشجار المانغروف. وقد أدى توسع موائل المسطحات الطينية في المصب إلى زيادة غنى الطيور الساحلية الشاتية (Huang *et al.*, 2012). وفي هاواي، زادت أعداد طائر قوق طيطوى هاواي *Himantopus mexicanus knudseni* بمجرد أن تمكنت النباتات من استعادة بقع الطين العارية (Rauzon & Drigot, 2002). حيث تم حرث وفلاحة العشبة الغازية *Batis maritima* وإزالة أشجار المانغروف فعليًا من الموقع.

***اللافقاريات*:** على الرغم من المخاوف التي أثيرت قبل الإزالة، بدا أن أحواض المحار المجاورة لم تتأثر بالإزالة الميكانيكية لأشجار المانغروف في مصب نهر وايكاريو Waikareao بنيوزيلندا (Lundquist *et al.*, 2012). وقد أفادت الدراسات التي أجريت في ميناء مانغاواي Mangawhai بنيوزيلندا (Alfaro, 2010) وكذلك في مستنقع شيانجشان Siangshan في تايوان (Chen *et al.*, 2018) إلى زيادة في وفرة وغنى و/أو تنوع اللافقاريات القاعية الكبيرة بعد إزالة أشجار المانغروف. وشملت هذه اللافقاريات السرطانات والقواقع والمحاريات.

***الغطاء النباتي الذي يصعب التغلب عليه*:** وجدنا دراسات قليلة قامت بقياس فعالية مكافحة الغطاء النباتي في مسطحات المد والجزر (باستثناء أنواع الأعشاب cordgrasses؛ انظر: Cutts *et al.,* 2024a-c). وقد أورد Truman (1961) الموت الكلي لأشجار المانغروف الرمادية الجنوبية *Avicennia marina var. australasica* عند تطبيق جرعة كافية من مبيدات الأعشاب (4% من 2,4-D أو من 2,4,5-T)، لكن يجب ملاحظة أن استخدام هذه المبيدات، وخاصة النوع الأخير منها، محظور أو مقيد في العديد من البلدان الآن.

في ميناء مانغاواي Mangawhai، نيوزيلندا، ارتبطت إزالة أشجار المانغروف (الطريقة المتبعة غير واضحة) بزيادة كثافة الجذور الهوائية (pneumatophores) على مدى العامين التاليين. كما انتشرت بادرات أشجار المانغروف تدريجيًا في موقع الإزالة (Alfaro, 2010). وفي مصب وايكاريو Waikareao بنيوزيلندا، لوحظ أيضًا أن الترسبات الكتيمة الخالية من الأكسجين مع إطلاق للمغذيات قد أدى إلى ازدهار الطحالب بعد القلع الميكانيكي لأشجار المانغروف (Lundquist *et al*., 2012).

وقد تم الاقتراح في دراسات Schlosser *et al*. (2010) أن عشبة البحر الحزامية اليابانية *Zostera japonica* الموجودة على مسطحات المد والجزر يمكن إزالتها بالحفر وقتلها بتغطيتها بمادة معتمة مثل قماش الخيش، ولكن المعالجة الحرارية بالحرق باللهب لم تكن طريقة فعالة للتحكم بها ومكافحتها.

3. العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

الموائل المجاورة: يمكن للموائل الواقعة أعلى المجرى أو أعلى التيار أن تعمل كمصدر للكائنات الحية لاستعمار أي مسطح مد وجزر تمت إزالة النبت منه. وقد يكون هذا الاستعمار مرغوبًا فيه في حالة الكائنات الحية المميزة لمسطحات المد والجزر (مثل اللافقاريات القاعية). ومع ذلك، فإن البقع المتصلة من الغطاء النباتي غير المرغوب فيه يمكن أن تعيق نجاح وبقاء مكافحة النباتات في موقع مهم (Rauzon & Drigot, 2002; Wolters *et al*., 2008). قد تتأثر القرارات المتعلقة بإدارة النباتات في موقع مهم أيضًا بوجود مسطحات مد وجزر قريبة. فعلى سبيل المثال، قد تخفف هذه القرارات من قيمة إنشاء منطقة جديدة من سهل المد والجزر أو تبرر مكافحة النباتات لمنع استعمار المسطحات القائمة.

الظروف المادية: يمكن أن تؤثر أنماط المد والجزر المحلية والتيارات والأمواج وخصائص الرواسب على العواقب المادية لإزالة النباتات. على سبيل المثال، من المرجح أن يحدث تآكل الرواسب الطينية في المواقع الرملية المكشوفة أكثر من المواقع الطينية المحمية (Lundquist *et al*., 2017). قد يكون من الحكمة في بعض الأحيان الاحتفاظ بالنباتات في المناطق التي قد يؤدي إزالتها إلى تآكل كبير وعدم استقرار الأراضي الرطبة المدية (Qiang He, pers. comm.).

4. التنفيذ

الوقاية: يجب التفكير في إدارة السبب النهائي لوجود الغطاء النباتي الذي يصعب التحكم به؛ وغالبًا ما يكون هذا أكثر نجاحًا وفعالية من حيث التكلفة على المدى الطويل. على سبيل المثال، إذا ارتبطت عملية ازدهار الطحالب بتراكم المغذيات نتيجة الصرف المباشر للنفايات السائلة ومياه الصرف الصحي في مسطحات المد والجزر، فيجب التفكير في إدارة هذا الصرف. إن الزراعة النشطة لنباتات المانغروف أو لبادراته على مسطحات المد والجزر، كما كان يُمارس على نطاق واسع في جنوب شرق آسيا سابقًا، أصبحت الآن عملية غير مرغوبة بشدة بسبب انخفاض معدلات البقاء (اختيار الموقع غير المناسب) والتأثيرات السلبية على النظام البيئي لمسطحات المد والجزر، وخاصة التأثير على دور هذا النظام البيئي كمكان لتغذية الطيور الساحلية (Erftemeijer & Lewis, 2000; Choi et al., 2022; Beeston et al., 2023).

المكافحة: تشمل خيارات إدارة التدخل الإزالة المتحكم فيها للبادرات والخلفات والأشطاء من المناطق الرئيسية لتغذية الطيور الساحلية (انظر: حالة دراسية عن مستنقعات Mai Po أدناه). كما يتم أحيانًا نشر طرائق تحكم ومكافحة أكثر تدخلاً، مثل استخدام مبيدات الأعشاب مع الحش من أجل السيطرة على أنواع الأعشاب الحبلية *Spartina* الغازية (Jackson *et al.*, 2021). إن الغمر الدوري بمياه البحر أو الحش أو إضافة مبيدات الأعشاب هي بعض الطرائق المستخدمة للسيطرة على انتشار وغزو وتوسع الغطاء النباتي غير المرغوب به في البرك والموائل الاصطناعية الأخرى التي تستخدمها الطيور الساحلية في أستراليا (Erftemeijer, 2019). يجب توقيت عمليات الإدارة لتجنب أو تقليل التأثيرات على الأنواع غير المستهدفة، على سبيل المثال تجنب مواسم هجرة الطيور أو مواسم تكاثرها. كما تشمل الاعتبارات المهمة الأخرى اختيار نقاط الوصول إلى مناطق الإزالة التي تقلل أو تتجنب الوطئ على أشكال الموائل المجاورة (Lundquist *et al.*, 2017).

في نيوزيلندا، تم استخدام العديد من الطرائق لإزالة أشجار المانغروف بنجاح متفاوت (انظر الدراسة المرجعية التي أجراها Lundquist *et al.*, 2017). وتشمل هذه الطرائق قلع الشتلات الصغيرة يدويًا، وإزالتها باستخدام المناشير الكهربائية والفؤوس فوق مستوى سطح الأرض، والإزالة الميكانيكية لها. حيث يُعد القلع اليدوي للشتلات أرخصها ويمكن أن تكون هذه الطريقة فعالة في احتواء ومنع الانتشار المحلي، مع التسبب في أقل التأثيرات البيئية الضارة، ولكن يجب إجراؤها بانتظام لتجنب إعادة استرساء ونمو هذه الأنواع المستهدفة. أما الطرائق الآلية والميكانيكية باستخدام الجرارات والحفارات لإزالة النباتات وبعض المواد النباتية الموجودة

تحت الأرض والجذور من مسطحات المد والجزر فهي أكثر تكلفة ولكنها نادرًا ما تؤدي إلى عودة مسطحات المد والجزر، في حين أنه غالبًا ما يكون لها آثار سلبية على النظام البيئي المحلي والمرافق الخدمية (البصر والرائحة). قد يكون الإزالة باليد أو بالمعدات الخفيفة (السحب والمجارف والمناشير الكهربائية) أفضل من استخدام الآلات الثقيلة في المناطق ذات الأهمية الأثرية (Rauzon & Drigot 2002) .

إن استخدام مبيدات الأعشاب بواسطة المسيرات بدون طيار (كما هو مستخدم في الصين لمكافحة نباتات نوع العشبة الحبلية *Spartina*) هي طريقة يمكن تجربتها أيضًا للسيطرة على توسع أشجار المانغروف على السهول الطينية إذا تم تحديد واختيار مبيد أعشاب مناسب (David Melville, pers. comm.). وقد تسببت بعض مبيدات الأعشاب في الموت التراجعي لأشجار المانغروف (انظر Duke *et al.*, 2005)، لذا فإن الحذر واجب.

يمكن التحكم في النباتات الأخرى (مثل النباتات العشبية منخفضة النمو أو الشجيرات أو الطحالب)، مؤقتًا على الأقل، عن طريق تغطيتها بالرواسب. سيؤدي هذا إلى إعادة التعاقب من جديد. لقد تمت تجربة وضع حطام الأصداف والحصى كوسيلة للمساعدة في التحكم في النباتات الكثيفة في المواقع المهمة للطيور الساحلية في الولايات المتحدة الأمريكية (Plauny, 2000). كما يمكن أيضًا تحقيق تقليل مؤقت للغطاء النباتي عن طريق الحرث والفلاحة. في متنزه الطيور البرية بميناء طوكيو (Tokyo-ko Yachoen)، يتم حراثة مسطحات المد والجزر قبل وبعد موسم الطيور الساحلية (SSS 2023). وفي هاواي، تم استخدام المركبات البرمائية للسيطرة على العشبة *Batis maritima* الغازية التي تنمو على المسطحات الطينية (Rauzon & Drigot, 2002). وقد تم إنشاء "أنماط رقع المربعات" أو "الدوائر" من الرواسب الطينية المحروثة مع جزر من الغطاء النباتي، والتي اقترح المؤلفون أنها كانت جذابة لطيور القوق الهاوايية *Himantopus mexicanus knudseni*.

لاحظ أيضًا أن إزالة الغطاء النباتي يمكن أن تؤثر على العمليات الفيزيائية، والتي بدورها يمكن أن تؤثر على التنوع البيولوجي المحلي. على سبيل المثال، يمكن أن تؤدي إزالة أشجار المانغروف إلى تفاقم عملية ملء مصب النهر من خلال ردود الفعل الديناميكية الحيوية على مستوى المنظر الطبيعي، مما يعزز احتجاز الرواسب على مستوى مصب النهر بسبب أنماط الترسيب المتغيرة (Xie *et al.*, 2023). ففي مصب نهر وايكاريو Waikareao، نيوزيلندا، لوحظ تآكل تدريجي للمستنقعات المالحة باتجاه البحر بعد الإزالة الميكانيكية للفاصل المكون من أشجار المانغروف (Lundquist *et al.*, 2017).

التعويض: إذا كان من الصعب أو المكلف للغاية إدارة الغطاء النباتي الذي يصعب التغلب عليه في موقع معين، فيمكن النظر في ترميم أو إنشاء مسطحات المد والجزر أو المستنقعات المالحة في مكان آخر (يفضل أن تكون قريبة). إذا كانت المواقع التي تم ترميمها/إنشاؤها قريبة من موقع ذو غطاء نباتي يصعب التغلب عليه والتحكم به، عندئذ يجب التفكير في كيفية منع أو إدارة انتشاره في الموقع الجديد.

حالة دراسية: إزالة شتلات أشجار المانغروف من المناطق المشاطئة بين المد والجزر في مستنقعات Mai Po

تتم إزالة شتلات أشجار المانغروف وبقع الأعشاب والحشائش من مسطحات المد والجزر في محمية Mai Po الطبيعية (هونغ كونغ) سنويًا (في الخريف) بواسطة الصندوق العالمي للطبيعة (WWF) في هونغ كونغ. والهدف من هذا هو الحفاظ على منطقة من مسطحات المد والجزر المفتوحة، خالية من الشتلات، لتستقر فيها الطيور المائية وتتغذى فيها، وللحفاظ على رؤية مفتوحة واضحة لمراقبي الطيور لمراقبة الطيور. وقد زادت المساحة التي تتم إدارتها بهذه الطريقة على مر السنين (على الأقل منذ عام 2001، عندما تمت إزالة 5 هكتارات) حيث بلغت الآن حوالي 43 هكتارًا. تتم بهذه الطريقة إدارة أشجار المانغروف في مسطحات المد والجزر أمام المخابئ العائمة لمراقبة الطيور في محمية Mai Po الطبيعية منذ عام 1986.

في الفترة من أغسطس إلى أكتوبر من كل عام، يتم الحصول على إذن من مكتب الأراضي بالمنطقة (Yuen Long) لإزالة عدد متفق عليه مسبقًا من شتلات أشجار المانغروف فوق منطقة محددة من مسطحات المد والجزر (WWF Hong Kong, 2006). تتم إزالة شتلات أشجار المانغروف عن طريق دفع الشتلات وطمرها في الوحل، مما يتسبب في موتها. وفي العام 2007، احتاج فريق من ستة أشخاص إلى ما مجموعه 65 يومًا من العمل لإزالة ما يقرب من 31000 شتلة من أشجار المانغروف من منطقة مساحتها 43 هكتارًا من مسطحات المد والجزر. تتكون الشتلات المزالة بشكل أساسي من النوع *Kandelia obovata* (75٪) والنوع *Aegiceras corniculatum* (22٪)، والباقي (3٪) هي من النوع *Acanthus ilicifolius* و *Sonneratia* sp. (نوع غير طبيعي).

المصدر:

WWF Hong Kong (2021)

5.مصادر أخرى للمعلومات

إرشادات حول إدارة التوسع في أشجار المانغروف:

Lundquist C., Carter K., Hailes S. & Bulmer R. (2017) *Guidelines for Managing Mangroves (Mānawa) Expansion in New Zealand*. NIWA Information Series No. 85. National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd.: New Zealand. Available at: http://www.niwa.co.nz/managingmangroveguide

المراجع

Beeston M., Cameron C., Hagger V., Howard J., Lovelock C., *et al*. (eds.) (2023) *Best Practice Guidelines for Mangrove Restoration*. Global Mangrove Alliance: Washington DC. Available at: https://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2023/10/Best-Practice-for-Mangrove-Restoration-Guidelines-v2.pdf

Besterman A.F., Karpanty S.M. & Pace M.L. (2020) Impact of exotic macroalga on shorebirds varies with foraging specialization and spatial scale. *PLoS ONE,* **15**, e0231337. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231337

Choi C., Xiao H., Jia M., Jackson M.V., Lai Y., *et al.* (2022) An emerging coastal wetland management dilemma between mangrove expansion and shorebird conservation. *Conservation Biology*, **36**, e13905. https://doi.org/10.1111/cobi.13905

Cutts V., Melville D.S., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024a) *Guidance on chemical control of Spartina spp.* Conservation Guidance Series No. 8, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/AFIG5738

Cutts V., Melville D.S., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024b) *Guidance on physical control of Spartina spp*. Conservation Guidance Series No. 9, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/GJSR3535

Cutts V., Melville D.S., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024c) *Guidance on integrated control of Spartina spp*. Conservation Guidance Series No. 10, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/ERTE8195

Duke N.C., Bell A.M., Pederson D.K., Roelfsema C.M. & Bengtson Nash S. (2005) Herbicides implicated as the cause of severe mangrove dieback in the Mackay region, NE Australia: consequences for marine plant habitats of the GBR World Heritage Area. *Marine Pollution Bulletin*, **51**, 308–324. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.040

Durance C. (2002) The Search for Introduced Eelgrass - *Zostera japonica*. *Eelgrass Watchers*, **1**.

Erftemeijer P. & Lewis R.R.I. (2000) Planting mangroves on intertidal mudflats: habitat restoration or habitat conversion? In: *Enhancing Coastal Ecosystem Restoration for the 21st Century*. Proceedings of a Regional Seminar for East and Southeast Asian Countries: ECOTONE VIH, Ranong & Phuket, 23-28 May 1999. (ed. by V. Sumantakul), pp. 156–165. UNESCO, Bangkok, Thailand, January 2000.

Erftemeijer P.L.A. (2019) *Beneficial Reuse of Dredged Material for Habitat Restoration & Development: Review of Case Studies*. Technical Report produced for North Queensland Bulk Ports Corporation (NQBP). DAMCO Consulting, February 2019, 38 pp.

Erftemeijer P.L.A. (2023) *Manila Bay Airport Offset Project - Shorebird Habitat Requirements: Relating Mudflat Characteristics to Invertebrate Fauna and Shorebird Densities*. Technical Report for SMAI. DAMCO Consulting, April 2023, 31 pp.

Estrella S.M., Storey A.W., Pearson G. & Piersma T. (2011) Potential effects of *Lyngbya majuscula* blooms on benthic invertebrate diversity and shorebird foraging ecology at Roebuck Bay, Western Australia: Preliminary

results. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, **94**, 171–179. Available at: https://www.rswa.org.au/wp-content/uploads/2023/10/Estrellaetal.pp_.171-179.pdf

Huang S.-C., Shih S.-S., Ho Y.-S., Chen C.-P. & Hsieh H.-L. (2012) Restoration of shorebird-roosting mudflats by partial removal of estuarine mangroves in northern Taiwan. *Restoration Ecology*, **20**, 76–84. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00744.x

Lundquist C., Hailes S., Cartner K., Carter K. & Gibbs M. (2012) *Physical and Ecological Impacts Associated with Mangrove Removals Using* In Situ *Mechanical Mulching in Tauranga Harbour*. NIWA Technical Report No. 137: 106 pp. Available at: https://docs.niwa.co.nz/library/public/NIWAtr137.pdf

Lundquist C., Carter K., Hailes S. & Bulmer R. (2017) *Guidelines for Managing Mangroves (Mānawa) Expansion in New Zealand*. NIWA Information Series No. 85. National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd.: New Zealand. Available at: http://www.niwa.co.nz/managingmangroveguide

Plauny H.L. (2000) *Shorebirds*. NRCS Wildlife Habitat Management Institute, US Department of Agriculture, Fish and Wildlife Habitat Management - Leaflet Number 17, July 2000, 14 pp. Available at: https://www.yumpu.com/en/document/read/47808529/shorebirds-wildlife-habitat-council

Rauzon M.J. & Drigot D.C. (2002) Red mangrove eradication and pickleweed control in a Hawaiian wetland, waterbird responses, and lessons learned. In: *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species* (ed. by E.C.R. Veitch and M.N. Clout), pp. 240–248. International Union for the Conservation of Nature: Gland, Switzerland. Available at: https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/SSC-OP-028.pdf

Schlosser S., Ramey K. & Manning S. (2011) Zostera japonica *Eradication Project: Annual Report 2010*. California, USA. Available at: https://escholarship.org/uc/item/1fh8t6vv

SSS (2023) ショアバーズ ステッピング ストーンズ: とうきょうこうやちょうこうえん (Shorebird Stepping Stones: Tokyo Port Wild Bird Park). Available at: http://www.bird-research.jp/1_katsudo/waterbirds/shigitidori/shigi-site/src/site/130400.html

Straw P. & Saintilan N. (2006) Loss of shorebird habitat as a result of mangrove incursion due to sea-level rise and urbanization. In: *Waterbirds Around the World* (ed. by G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud). The Stationery Office: Edinburgh, UK. pp. 717-720. Available at: https://data.jncc.gov.uk/data/08cfb4da-4c5a-4bef-b45d-8f2f87dc8070/waterbirds-around-the-world.pdf

Truman R. (1961) The eradication of mangroves. *Australian Journal of Science*, **24**, 189–199. Available at: https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19622301082

Unsworth R.K.F. & Butterworth E.G. (2021) Seagrass meadows provide a significant resource in support of avifauna. *Diversity*, **13**, 363. https://doi.org/10.3390/d13080363

Wolters M., Garbutt A., Bekker R.M., Bakker J.P. & Carey P.D. (2008) Restoration of salt-marsh vegetation in relation to site suitability, species pool and dispersal traits. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 904–912. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01453.x

WWF Hong Kong (2021) *Mai Po Nature Reserve Management Plan: 2019–2024*. June 2021. WWF-Hong Kong: Hong Kong. Available at: https://wwfhk.awsassets.panda.org/downloads/mpnr_management_plan_updated_version_june2021.pdf

Xie D., Schwarz C., Kleinhans M.G., Bryan K.R., Coco G., *et al*. (2023) Mangrove removal exacerbates estuarine infilling through landscape-scale bio-morphodynamic feedbacks. *Nature Communications*, **14**, 7310. https://doi.org/10.1038/s41467-023-42733-1

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 8, v1.0

إرشادات حول المكافحة الكيميائية لأنواع العشبة الحبلية ***Spartina* spp.**

Vanessa Cutts[1], David S. Melville[2], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[3] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge
2 Global Flyway Network, Nelson, New Zealand
3 Wetlands International, The Netherlands

ناشطون بيئيون يقومون برش نبات Spartina بمبيد للأعشاب، كولومبيا البريطانية، كندا .
[المصدر: *DUC*]

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Melville D.S., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on chemical control of Spartina spp*. Conservation Guidance Series No. 8, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/AFIG5738

الهدف: تقليل وفرة أنواع العشبة الحبلية *Spartina* الموجودة فعلًا في موائل مسطحات المد والجزر

التعاريف

- **مبيد الأعشاب** = مادة كيميائية تقتل أو تمنع نمو النباتات.
- **منطقة المد والجزر** = المنطقة الواقعة بين المد والجزر.
- **المد والجزر الأوسط** = فترة من المد والجزر المعتدل بسبب موقع الشمس والقمر، حيث يكون ارتفاع المد والجزر أقل بكثير من ارتفاع المد النابضي بينما يكون ارتفاع المد والجزر أعلى بكثير.

1. الوصف

يتضمن استخدام المواد الكيميائية لمكافحة أنواع العشبة الحبلية *Spartina* تطبيق مبيدات الأعشاب في المناطق التي أصبحت أنواع *Spartina* غازية فيها من أجل إدارة و/أو استئصال هذه الأنواع. يعد استخدام مبيدات الأعشاب طريقة راسخة لمكافحة الأنواع النباتية الغازية ويمكن أن تكون فعالة جدًا في تأمين الموائل من أجل تغذية ومبيت الطيور الساحلية على مسطحات المد والجزر والمستنقعات المالحة، ولكن يجب أيضًا أخذ التأثير على الحياة البرية الأصلية في الاعتبار.

2.أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

***الطيور*:** إن استخدام مبيدات الأعشاب لإزالة النباتات الغازية يمكن أن يفيد الطيور من خلال زيادة توافر الموائل. فقد وجدت الدراسات التي أجريت على مسطحات المد والجزر في خليج ويلابا Willapa بالولايات المتحدة الأمريكية أنه بعد السيطرة على أنواع العشبة الحبلية *Spartina* باستخدام مركبات الجليفوسات glyphosate والإيمازابير imazapyr، فقد استخدمت هذه المواقع أعداد متزايدة من الطيور الساحلية، بما في ذلك طيور الطياطي *Calidris* spp.، مع زيادة استخدام الطيور الساحلية بشكل عام من مستوى انعدام وجود أي طائر تقريبًا إلى كثافة وجود حوالي 800 طائر/هكتار بعد تطبيق مبيدات الأعشاب (Patten & O'Casey, 2007; Patten *et al.*, 2017). وفي موقع في المملكة المتحدة، قامت أعداد أكبر من أفراد الطيور الساحلية، وخاصة طائر حمراء الساق *Tringa totanus*، بالتغذية في المناطق التي تم فيها إزالة أنواع نبات العشبة الحبلية *Spartina* مؤخرًا مقارنة بالمناطق التي تم فيها إزالة النوع قبل ثلاث إلى أربع سنوات (Evans, 1986) - ويُعتقد أن الموائل الأكثر رطوبة وانفتاحًا في المناطق التي تم إزالة النبت منها مؤخرًا جعلت وجود اللافقاريات أكثر وضوحًا. إن التأثير الطويل الأمد لمبيدات الأعشاب على الطيور في مناطق الحياة البرية غير مؤكد (على حد علمنا)، حيث تشير الدراسات التجريبية على طائر السُمَّان الياباني *Coturnix japonica* إلى أنه قد يكون هناك تأثير تراكمي للتعرض للجليفوسات (Ruuskanen *et al.*, 2020a,b). إن تلك الأفراد التي استهلكت بذور ملوثة بالجليفوسات بعمر 10 إلى 52 أسبوعًا كان لديها وسط حيوي معوي مختلف، ومستويات منخفضة من هرمون التستوستيرون الذكري وتطور جنيني أقل قليلاً مقارنة بمجموعة الشاهد المقارنة، ولكن لم يكن هناك تأثير واضح على نشاطها التكاثري، من حيث حجم الخصية أومن حيث إنتاج البيض. فقد احتوت البيوض التي تم جمعها من أفراد هذه الأنواع على بقايا جليفوسات ولكن لم يكن هناك تأثير على جودة البيض.

***اللافقاريات*:** لم تجد دراسة أجريت في أستراليا أي آثار ضارة على الرخويات والديدان الحلقية والقشريات لاستخدام مادة Fusilade Forte® (Fluazifop-p-butyl) من أجل إزالة العشبة الحبلية *Spartina*. في الواقع، لقد وُجد تنوعٌ أعلى من الأنواع والمزيد من القشريات (خاصة النوع *Allorchestes compressa*) في المناطق التي تمت معالجتها بمبيدات الأعشاب بعد ستة أشهر (Kleinhenz *et al.*, 2016). كما وجدت دراسة أخرى أن الرش بـ Fusilade Forte® كان له تأثيرات مبدئية سامة على اللافقاريات القاعية، ولكن مجتمع هذه الأنواع اللافقارية تعافى خلال 12 عامًا بما يشابه المجتمع الطبيعي في منطقة المد والجزر - كان هناك عدد أقل من القشريات، ولكن المزيد من الرخويات، وخاصة بطنيات القدم (Shepherd, 2013). وفي جزيرة شونغ مينغ Chongming، الصين، بدا أن شهرًا واحدًا من رش بمادة هالوكسيفوب haloxyfop لم يكن له آثارًا ضارة على مجتمع الكائنات الحية متوسطة الحجم (Zhao *et al.*, 2020).

النباتات الأصلية الطبيعية: تشير الأدلة العالمية حول استخدام مبيدات الأعشاب للقضاء على الأنواع الغازية من الأراضي الرطبة المالحة إلى أنها لها تأثيرات محايدة أو إيجابية على النباتات الأصلية (Taylor *et al.*, 2021). ومع ذلك، وجدت بعض الدراسات أن الغطاء النباتي الأصلي غير المستهدف قد انخفض وكذلك انخفضت الأنواع الغازية المستهدفة (Whitcraft & Grewell, 2012; Tobias *et al.*, 2016). كما وجدت دراسة حديثة في خليج لايزهو Laizhou بالصين أن الأعشاب الأصلية من الأجناس التالية: الخرّيزة *Salicornia* والسوادة *Suaeda* قد ازدادت كثافتها بعد رش نباتات العشبة الحبلية *Spartina* بـ Haloxyfop-R-methyl (مبيد أعشاب تخصصي) لمدة 10 أشهر (Wei *et al.*, 2023).

3.العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

تدفق المد والجزر: تؤدي نطاقات المد والجزر الكبيرة إلى استبدال المياه (المعروفة باسم تنظيف المد والجزر)، والتي يمكن أن تغسل مبيدات الأعشاب من النباتات. عندما يتم غمر أفراد العشبة الحبلية *Spartina*، يمكن أن يقلل هذا من معدل امتصاص مبيدات الأعشاب. على سبيل المثال، في مصب نهر يانغتزي Yangtze في الصين، يُبقي النطاق الكبير للمد والجزر نباتات العشبة الحبلية الناعمة *S. alterniflora* مغمورةً لفترات طويلة، مما يقلل من وقت امتصاص مبيد الأعشاب (Zhao *et al.*, 2020). لذلك، فإن تطبيق مبيدات الأعشاب أثناء المد والجزر الأوسط، عندما يتم غمر النباتات لفترة أقصر، سيسمح بامتصاص المزيد من مبيد الأعشاب (Peng *et al.*, 2022).

كثافة نباتات أنواع العشبة الحبلية* Spartina *مقارنة بالنباتات غير المستهدفة: قد يؤثر توزيع أفراد *Spartina* ومدى قربها من الأنواع المحلية على مبيد الأعشاب المستخدم. فإذا تم خلط نباتات العشبة الحبلية *Spartina* مع أنواع محلية، فإنه من الأنسب استخدام مبيد أعشاب تخصصي، مثل haloxyfop، لإظهار الأنواع المحلية. بالنسبة للمواقع الكبيرة ذات النباتات أحادية النوع من جنس *Spartina*، يمكن استخدام مبيد أعشاب واسع الطيف مثل إيمازابير imazapyr (David Melville, pers. obs.).

إمكانية الوصول إلى الموقع: تعتمد طريقة إضافة ورش مبيدات الأعشاب على مدى إمكانية وصول البشر والآليات إلى الموقع. فعلى سبيل المثال، يمكن للطين الناعم أن يجعل الموقع غير قابلًا للوصول إليه من قبل البشر (Hassell *et al.*, 2014)، مما يجعل المعالجة المكانية الدقيقة أكثر صعوبة. في نيوزيلندا، تم استخدام المروحيات لتطبيق مبيدات الأعشاب للتغلب على مشكلات الوصول (David Melville, pers. obs.).

وقت التطبيق والرش: قد تختلف فعالية المكافحة لنفس مبيد الأعشاب حسب وقت التطبيق من العام. فعلى سبيل المثال، وجد Zhao *et al*. (2020) أن رش مبيد الأعشاب في أشهر يوليو/أغسطس أدى إلى موت النباتات بنسبة 100%، بينما تمكنت أفراد نباتات العشبة الحبلية الناعمة *S. alterniflora* من التعافي بسرعة عند تطبيق الرش في شهر مايو.

استخدام الآلات الثقيلة: قد يكون استخدام الآلات الثقيلة لرش مبيدات الأعشاب (مثل الرشاشات) أمرًا صعبًا في المناطق ذات الرواسب الرطبة، واللينة، وفي مناطق المد والجزر. علاوة على ذلك، يمكن للآليات أن تنزع أو تضغط على النباتات الموجودة أو يكون لها تأثيرات ضارة على اللافقاريات القاعية في الرواسب (Evans *et al.*, 1999; David Melville, pers. obs.).

4. التنفيذ

المواد الكيميائية التي يجب استخدامها: تشير التطبيقات والممارسات العالمية الحالية إلى أن مبيدي الأعشاب الأكثر فعالية هما هالوكسيفوب haloxyfop وإيمازابير imazapyr، مع ارتفاع معدلات القضاء على النباتات وموتها في نيوزيلندا والولايات المتحدة الأمريكية والصين (Brown & Raal, 2013; Strong & Ayres, 2016; Patten *et al.*, 2017; David Melville, pers. obs.). ففي مصب نهر نيو New، نيوزيلندا، ثبت أن هالوكسيفوب (المُسجل تجاريًا باسم Gallant) سبب معدل موت بنسبة 95٪ من أول تطبيق له، مما أدى إلى تقليل غطاء العشبة الحبلية *Spartina* من 800 هكتار إلى أقل من هكتار واحد (Miller & Croyhers, 2004). كما تم استخدام إيمازابير في خليج ويلابا Willapa، الولايات المتحدة الأمريكية، حيث أدى ذلك إلى خفض التغطية بنوع العشبة الحبلية *Spartina* من 3440 هكتارًا إلى 0.36 هكتارًا على مدى فترة 11 عامًا (Patten *et al.*, 2017). تشمل المواد الكيميائية الأخرى التي تؤثر سلبًا على النوع *Spartina* (من تحليل حديث لـ 26 دراسة) كل من مركبات: إيمازاميث imazameth، وجليفوسات glyphosate، وحمض 2،2-ديكلوروبروبيونيك 2,2-dichloropropionic acid (المعروف تجاريًا باسم Dalapon) وسيهالوفوب بوتيل cyhalofop butyl (Reynolds *et al.*, 2023).

ونظراً للعدد القليل من الدراسات التي بحثت في فعالية بعض مبيدات الأعشاب الفردية، فمن المهم توخي الحذر عند استخلاص استنتاجات حول قدرتها على مكافحة أنواع العشبة الحبلية *Spartina* على نطاق واسع.

المعالجة الكيميائية: تشمل طرق رش مبيدات الأعشاب استخدام المسيرات بدون طيار والدراجات الآلية الرباعية والطائرات وأجهزة الرش المحمولة ظهرًا. وقد يتبع ذلك الرش اليدوي لاستهداف البقع الصغيرة وللحد من التأثير على النباتات الأصلية في الموقع. على سبيل المثال، في مصب نهر جريت براك Great Brak في جنوب أفريقيا، تم رش الجليفوسات في البداية عن طريق وسائل الرش المحمولة ظهرًا، ولكن مع انخفاض التغطية النباتية لأفراد *Spartina*، تم تحويل ذلك إلى الرش بالقوارير (Riddin *et al.*, 2016). وبالمثل، في خليج ويلابا Willapa في ولاية واشنطن، الولايات المتحدة الأمريكية، تمت إزالة أفراد نباتات *Spartina* عن طريق رش الإيمازابير بالرشاشات الذراعية واتباع ذلك بالرش اليدوي والمحمول ظهرًا، والذي تضمن البحث المكثف سيرًا على الأقدام من قبل عدة باحثين (بمسافة 4 إلى 20 مترًا بينهم على طول 230 كيلومترًا من الشاطئ) مرتين على الأقل في السنة (Patten *et al.*, 2017). وقد استخدمت بعض جهود المكافحة المسيرات بدون طيار والتي تحمل خزانًا بسعة 20-30 لترًا، والتي يتم تشغيلها بنظام تحديد المواقع الجغرافية العالمي GPS المبرمج مسبقًا لضمان تغطية الموقع (David Melville, pers. obs.). وعلى المناطق ذات الأسطح الأكثر صلابة، قد يكون استعمال الجرارات الزاحفة ذات أذرع الرش الطريقة الأكثر فعالية لتطبيق ورش مبيدات الأعشاب (David Melville, pers. obs.).

يمكن استخدام المُسيرات بدون طيار لرش مبيدات الأعشاب جواً. تظهر في الصورة مُسيرات بدون طيار تُستخدم في جهود إزالة نبات Spartina في الصين. [المصدر: David Melville]

الجرعة: قارن Wang *et al.* (2023) بين أربعة مبيدات أعشاب، ثلاثة منها أزالت 25-35% فقط من أفراد *Spartina* باستخدام أعلى جرعة تم اختبارها: جليفوسات glyphosate (8.0 كغ/هكتار)، أو سيهالوفوب بوتيل cyhalofop butyl (0.8 كغ/هكتار) أو إيمازاميث imazameth (0.4 كغ/هكتار). كان هالوكسيفوب haloxyfop هو الأكثر فعالية، حيث أزالت جرعة 0.3-0.45 كغ/هكتار 95% في السنة الأولى من التطبيق. وفي منطقة Chongming Dongtan، الصين، وجدت إحدى الدراسات أن أعلى جرعة تم اختبارها من هالوكسيفوب، 2.70 غ/م^2، هي الأكثر فعالية، حيث أزالت 100% من البقع الصغيرة بنسبة 92% من الأعشاب المستمرة، بينما أزالت الجرعات المنخفضة (0.45-1.35 غ/م^2) أقل من 40% (Zhao *et al.*, 2020).

المواد الخافضة للتوتر السطحي في مبيدات الأعشاب: المواد الخافضة للتوتر السطحي هي مواد كيميائية تسمح لمبيدات الأعشاب بالانتشار بسهولة أكبر في الماء. تشير الأدلة إلى أن مبيدات الأعشاب من زمرة الجليفوسات يمكن أن تكون سامة للكائنات المائية، مثل البرمائيات والبراغيث المائية والأسماك، وقد ارتبطت هذه السمية بتركيزات المواد الخافضة للتوتر السطحي في مبيد الأعشاب (Pless, 2005; Mikó & Hettyey, 2023).

حالة دراسية: خليج سان فرانسيسكو، الولايات المتحدة الأمريكية

تم إدخال نوع العشبة الحبلية الناعمة *Spartina alterniflora* إلى خليج سان فرانسيسكو في سبعينيات القرن العشرين. تم التهاجن بين النوع *Spartina alterniflora* مع النوع الأصلي الوجود في المنطقة *S. foliosa*، مما أدى إلى إنتاج بعض الهجن التي نمت بقوة. تفوقت الهجن من نباتات *Spartina* على الأنواع الأصلية واتسع نطاقها بسبب قدرتها العالية على تحمل

الفيضانات والملوحة. إن وجود *S. foliosa* الأصلي، والذي له قيمة في هيكلة الشاطئ، يجعل السيطرة على *S. alterniflora* الغازية أكثر صعوبة. لقد أدى انتشار *S. alterniflora* إلى خسارة تقدر بنحو 27-80٪ من مناطق تغذية الطيور.

تم إنشاء برنامج فيدرالي على مستوى الولاية للقضاء على *Spartina* في عام 2003 وبدأ تطبيق مبيدات الأعشاب في عام 2005. كان مبيد الأعشاب المستخدم هو وإيمازابير imazapyr، وهو واحد من مبيدين فقط للأعشاب مسموح باستخدامهما في مصبات الأنهار في كاليفورنيا.

تم تطبيق Imazapyr باستخدام المروحيات والآليات المخصصة لمناطق التضاريس الوعرة والقوارب وعلى الأرض باستخدام الرشاشات المحمولة ظهريًا. في عام 2005، غطت نباتات العشبة الحبلية الناعمة *S. alterniflora* وهجن *Spartina* ما مساحته 327 هكتارًا من الخليج. وبحلول عام 2019، انخفضت التغطية إلى 11.4 هكتارًا. وهذا يمثل انخفاضًا بنسبة 96.%.

من عام 2000 إلى عام 2001، بلغت التكلفة الإجمالية لمشروع العشبة الحبلية *Spartina* الغازية 21 مليون دولار أمريكي.

الدروس المستفادة:

- بين إنشاء البرنامج في عام 2000 والبدء بتنفيذه في عام 2005، انتشر *S. alterniflora* على نطاق واسع. لذلك، أدى تأخير العلاج إلى زيادة الصعوبة في إزالة *Spartina*.
- إن رسم خريطة لانتشار ووجود نبات *S. alterniflora* قبل تطبيق رش مبيد الأعشاب يعني أن القائمين على التطبيق لن يضطروا إلى تحديد مكان الرش، مما يوفر الوقت.
- يتطلب مبيد الأعشاب ست ساعات كوقت التجفيف (حسب الظروف الجوية)، وبالتالي فإن توقيت التطبيق أمر بالغ الأهمية من حيث الطقس والمد والجزر. كما يجب أيضًا تطبيق رشه خلال موسم النمو قبل نمو البذور.

المصدر:

Strong & Ayres (2013, 2016)

5 .مصادر أخرى للمعلومات

تحديد إجراءات إدارية مختلفة لمكافحة أنواع *Spartina*:

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V., *et al*. (2023) *Spartina* invasive management - A review of the evidence. OSF. https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX

Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E., *et al*. (2023) A global synthesis of the effectiveness and ecological impacts of management interventions for *Spartina* species. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, **17**, 141. https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x

المبيد العشبي haloxyfop-R-methyl:

Wei H., Jiang X., Liu L., Ma Y., He J., *et al*. (2023) Efficiency and ecological safety of herbicide haloxyfop-R-methyl on removal of coastal invasive plant *Spartina alterniflora*. *Marine Pollution Bulletin*, **197**, 11566. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115662

المبيد العشبي imazapyr:

Peng H.-B., Shi J., Gan X., Zhang J., Ma C., *et al*. (2022) Efficient removal of *Spartina alterniflora* with low negative environmental impacts using imazapyr. *Frontiers in Marine Science*, **9**, 1054402. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1054402

تأثيرات المبيدات العشبية في الأوساط البيئية المائية:

Environmental Protection Authority (2012) *Application for the Modified Reassessment of Aquatic Herbicides (APP201365)*. New Zealand Government. Available at: https://www.epa.govt.nz/assets/FileAPI/hsno-ar/APP201365/d75a14b69a/APP201365-APP201365-EnR-report.pdf

خلاصة لمراجعات برامج القضاء على *Spartina* في الجزيرة الجنوبية، نيوزيلندا:

Brown K. & Raal P. (2013) *Is Eradication of* Spartina *from the South Island Feasible?* DOC Research and Development Series 339. Department of Conservation: Wellington, New Zealand. Available at: https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf

المراجع

Brown K. & Raal P. (2013) *Is Eradication of* Spartina *from the South Island Feasible?* DOC Research and Development Series 339. Department of Conservation: Wellington, New Zealand. Available at: https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf

Evans P.R., Ward R.M., Bone M. & Leakey M. (1999) Creation of temperate-climate intertidal mudflats: factors affecting colonization and use by benthic invertebrates and their bird predators. *Marine Pollution Bulletin*, **37,** 535–545. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00140-4

Evans P.R. (1986) Use of the herbicide “Dalapon” for control of *Spartina* encroaching on intertidal mudflats: Beneficial effects on shorebirds. *Colonial Waterbirds*, **9**, 171–175. https://doi.org/10.2307/1521210

Hassell C.J., Boyle A.N., Slaymaker M., Chan Y.C. & Piersma T. (2014) *Red Knot Northward Migration Through Bohai Bay, China: Field Trip Report April-June 2014*, Global Flyway Network. 2014. Available at: https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/28439250/GFN_Bohai_Report_2014_Online_version.pdf

Hedge P., Kriwoken L.K. & Patten K. (2003) A review of *Spartina* management in Washington State, US. *Journal of Aquatic Plant Management*, **41**, 82–90. Available at: https://apms.org/wp-content/uploads/japm-41-02-082.pdf

Kleinhenz L.S., Nugegoda D., Verspaandonk E.R., Coombes D.C., Howe, S., *et al*. (2016) Toxicity of an herbicide and adjuvant to saltmarsh invertebrates in the management of invasive grass: Comparative laboratory and field tests. *Marine Pollution Bulletin*, **109**, 334–343. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.061

Mikó Z. & Hettyey A. (2023) Toxicity of POEA-containing glyphosate-based herbicides to amphibians is mainly due to the surfactant, not to the active ingredient. *Ecotoxicology*, **32**, 150–159. https://doi.org/10.1007/s10646-023-02626-x

Miller G. & Croyhers K. (2004) Controlling invasive *Spartina* spp.: the New Zealand success story. Proceedings of the Third International Conference on Invasive *Spartina* (2004), pp. 247–248. San Francisco, USA.

Patten K. & O’Casey C. (2007) Use of Willapa Bay, Washington, by shorebirds and waterfowl after *Spartina* control efforts. *Journal of Field Ornithology*, **78**, 395–400. https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2007.00128.x

Patten K., O'Casey C. & Metzger C. (2017) Large-scale chemical control of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in Willapa Bay, WA: Towards eradication and ecological restoration. *Invasive Plant Science and Management*, **10**, 284–292. https://doi.org/10.1017/inp.2017.25

Peng H.-B., Shi J., Gan X., Zhang J., Ma C., *et al*. (2022) Efficient removal of *Spartina alterniflora* with low negative environmental impacts using imazapyr. *Frontiers in Marine Science*, **9**, 1054402. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1054402

Pless P. (2005) *Use of Imazapyr Herbicide to Control Invasive Cordgrass (*Spartina *spp.) in the San Francisco Estuary*. Leson & Associates: Berkeley, CA, USA. Available at: https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=fec3aaf65c8e088cde51e043be14ab7ad5f839be

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V., *et al*. (2023) *Spartina* invasive management - A review of the evidence. OSF. https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX

Riddin T., van Wyk E. & Adams J. (2016) The rise and fall of an invasive estuarine grass. *South African Journal of Botany*, **107**, 74–79. https://doi.org/10.1016/j.sajb.2016.07.008

Ruuskanen, S., Rainio, M.J., Gómez-Gallego, C., Selenius, O., Salminen, S., *et al.* (2020a) Glyphosate-based herbicides influence antioxidants, reproductive hormones and gut microbiome but not reproduction: A long-term experiment in an avian model. *Environmental Pollution*, **266**, 115108. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115108

Ruuskanen S., Rainio M.J., Uusitalo M., Saikkonen K. & Helander M. (2020b) Effects of parental exposure to glyphosate-based herbicides on embryonic development and oxidative status: A long-term experiment in a bird model. *Scientific Reports*, **10**, 6349. https://doi.org/10.1038/s41598-020-63365-1

Shepherd C.J. (2013) Impact of rice grass *Spartina anglica*, and the effect of treating rice grass with the herbicide Fusilade forte on benthic macro-invertebrate communities in a northern Tasmanian estuary. University Of Tasmania. Thesis. https://doi.org/10.25959/23205629.v1

Strong D.R. & Ayres D.A. (2016) Control and consequences of *Spartina* spp. invasions with focus upon San Francisco Bay. *Biological Invasions*, **18**, 2237–2246. https://doi.org/10.1007/s10530-015-0980-6

Strong D.R. & Ayres D.R. (2013) Ecological and evolutionary misadventures of *Spartina*. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **44**, 389–410. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135803

Taylor N.G., Grillas P., Smith R.K. & Sutherland W.J. (2021) *Marsh and Swamp Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions to Conserve Marsh and Swamp Vegetation*. University of Cambridge: Cambridge, UK. Available at: https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/19

Tobias V., Block G. & Laca E. (2016) Controlling perennial pepperweed (*Lepidium latifolium*) in a brackish tidal marsh. *Wetlands Ecology and Management*, **24**, 411–418. https://doi.org/10.1007/s11273-015-9464-9

Wang Y., He Y., Qiao P., Mei B., Wang X., *et al*. (2023) Control effects of different herbicides on *Spartina alterniflora*. *Ecological Indicators*, **154**, 110824. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110824

Wei H., Jiang X., Liu L., Ma Y., He J., *et al.* (2023) Efficiency and ecological safety of herbicide haloxyfop-R-methyl on removal of coastal invasive plant *Spartina alterniflora*. *Marine Pollution Bulletin*, **197**, 115662. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115662

Whitcraft C.R. & Grewell B.J. (2012) Evaluation of perennial pepperweed (*Lepidium latifolium*) management in a seasonal wetland in the San Francisco Estuary prior to restoration of tidal hydrology. *Wetlands Ecology and Management*, **20**, 35–45. https://doi.org/10.1007/s11273-011-9239-x

Williams D.R., Child M.F., Dicks L.V., Ockendon N., Pople R.G., *et al*. (2020) Bird conservation. In: *What Works in Conservation 2020* (ed. by W.J. Sutherland, L.V. Dicks, S.O. Petrovan & R.K. Smith), pp. 137–281. Open Book Publishers: Cambridge, UK. https://doi.org/10.11647/OBP.0267

Zhao Z., Xu Y., Yuan L., Li W., Zhu X., *et al*. (2020) Emergency control of *Spartina alterniflora* re-invasion with a chemical method in Chongming Dongtan, China. *Water Science and Engineering*, **13**, 24–33. https://doi.org/10.1016/j.wse.2020.03.001

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 9, v1.0

إرشادات حول المكافحة العملية (الفيزيائية) لأنواع العشبة الحبلية *Spartina* spp.

Vanessa Cutts[1], David S. Melville[2], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[3] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge
2 Global Flyway Network, Nelson, New Zealand
3 Wetlands International, The Netherlands

قص العشبة الحبلية الناعمة *Spartina alterniflora* باستخدام مجرفة دوارة عائمة في منطقة Chongming Dongtan، *الصين*. [المصدر: *David Melville*]

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Melville D.S., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on physical control of Spartina spp*. Conservation Guidance Series No. 9, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/GJSR3535

الهدف: تقليل وفرة أنواع العشبة الحبلية *Spartina* الموجودة بالفعل في موائل مسطحات المد والجزر

التعاريف

- **منطقة المد والجزر** = المنطقة الواقعة بين المد والجزر.
- **الريزمات (الجذامير)** = سيقان النباتات تحت الأرض التي تنمو أفقيًا، وتنتج جذورًا وبراعم. تمكن الجذامير النباتات من البقاء تحت الأرض خلال المواسم القاسية.

1. الوصف

إن استخدام المكافحة العملية (الفيزيائية) هي طريقة راسخة لمكافحة الأنواع النباتية الغازية. تشمل المكافحة العملية اقتلاع النبات، أو قصه أو حشه لتقليل إنتاج البذور، أو تغطيته بالأقمشة أو الأتربة لمنع التمثيل الضوئي، أو الحرق، أو بناء السدود.

يمكن أن تكون التدابير المادية فعالة في السيطرة على نباتات العشبة الحبلية *Spartina* (Reynolds et al., 2023) ولكن يجب أيضًا أخذ التأثير على الحياة البرية الأصلية في الاعتبار. لقد وجدت دراسة مرجعية أجراها Wang et al. (2023) أن وفرة نباتات *Spartina* قد انخفضت بشكل كبير بعد التدخلات العملية في المكافحة (بنسبة 25.5٪)، كما حدث مع نمو نباتات *Spartina*، لكن فعالية التدخلات انخفضت مع مرور الوقت.

2. دليل على التأثيرات على التنوع البيولوجي

***الطيور*:** تميل الطيور إلى الانزعاج من المناطق التي غزتها نباتات العشبة الحبلية *Spartina*، ولكن ثبت أنها تستخدم المناطق (بدرجة مماثلة للمناطق التي لم تغزوها) بمجرد القضاء على نباتات *Spartina* (Lyu *et al.*, 2023).

***الغطاء النباتي الأصلي*:** تشير قاعدة الأدلة العالمية إلى أن القطع والحرق من المرجح أن يؤديا إلى زيادة كبيرة في تنوع النباتات الأصلية، في حين أنه من غير المرجح أن يكون للقطع تأثير على وفرة النباتات الأصلية. في المتوسط، عززت المكافحة العملية من تنوع النباتات الأصلية بنسبة 72٪ (Wang *et al.*, 2023).

***اللافقاريات*:** وجدت دراسة أجريت في المملكة المتحدة أن الاضطراب الفعلي الذي تتعرض له نباتات العشبة الحبلية *Spartina* نتيجة استخدام مركبة مجنزرة في منطقة مسطحات المد والجزر ليس له أثر سلبي على اللافقاريات القاعية (Frid *et al.*, 1999). ومع ذلك، فإن استخدام الآليات الثقيلة يمكن أن يكون له تأثيرات سلبية على اللافقاريات القاعية في الموقع من خلال ضغط التربة (David Melville, pers. obs.). لقد كان لاستخدام حاجز اسمنتي مغلق بالكامل للسيطرة على نباتات *Spartina* في مصب نهر Yangtze في الصين تأثير سلبي على اللافقاريات القاعية، حيث انخفض غنى الأنواع بنسبة 50٪ بعد إنشاء الحاجز. ومع ذلك، كان لسدة الرواسب المغلقة جزئيًا فقط تأثير إيجابي، حيث زادت من غنى الأنواع وكثافتها (Wang *et al.*, 2021).

3.العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

***الوصول إلى الموقع*:** إن سهولة الوصول إلى جميع مناطق الموقع ستحدد التقنيات التي يمكن استخدامها بشكل واقعي. على سبيل المثال، يمكن للطين الناعم أن يقلل من إمكانية الوصول للموقع (Hassell *et al.*, 2014). قد يحتاج البشر إلى التدخل يدويًا في المناطق التي لا يمكن للآليات الكبيرة الوصول إليها. ومع ذلك، قد يكون الوصول سيرًا على الأقدام إلى بعض المناطق صعبًا أيضًا أو غير آمن.

***حجم الموقع*:** سيؤثر حجم المنطقة التي تتطلب إزالة نبات العشبة الحبلية *Spartina*على الأساليب التي سيتم القيام بها. على سبيل المثال، يمكن إدارة مناطق صغيرة جدًا يدويًا عن طريق إزالة النباتات يدويًا. ومع ذلك، فهذه عملية بطيئة وبالتالي ستكون غير عملية على نطاق أوسع (Hedge *et al.*, 2003).

وقت المعالجة: يمكن أن يؤثر وقت السنة الذي يتم فيه اتخاذ تدابير المكافحةعلى فعاليتها. تشير الأدلة من الصين إلى أن الوقت الأمثل للحش هو أوائل يونيو إلى أوائل يوليو، أي من نهاية فترة النمو الخضري إلى مرحلة الإزهار (Xie *et al.*, 2019).

استخدام الآليات الثقيلة: قد يكون استخدام الآليات الثقيلة أمرًا صعبًا في المناطق ذات الرواسب الرطبة، واللينة، ومناطق المد والجزر. علاوة على ذلك، يمكن للآليات أن تنزع أو تضغط على أي نباتات موجودة وقد يكون لها تأثيرات ضارة محتملة على اللافقاريات القاعية في الرواسب (Evans *et al.*, 1999; David Melville, pers. obs.).

4.التنفيذ

تتمتع نباتات *Spartina* بقدرة قوية على تحمل الضغوط العملية الفعلية وبالتالي يمكنها التعافي بسرعة في أعقاب المكافحة العملية (Wang *et al.*, 2023). وهذا يسلط الضوء على أهمية التخطيط لجهود إزالة متسقة ومراقبة المتابعة لتحديد مخاطر إعادة الغزو.

يمكن استخدام آلات مختلفة لقص نبات Spartina. في الصورة هنا آلة حصاد/قص صغيرة. [المصدر David Melville].

القص أو الحش: يؤدي القص/الحش إلى إنشاء مساحات مفتوحة بشكل أسرع من استخدام مبيدات الأعشاب (David Melville, pers. obs.). يمكن إجراء القص/الحش باستخدام معدات محمولة يدويًا أو باستخدام آلات (قوارب) قادرة على الوصول إلى كل من مناطق اليابسة والمياه. ومع ذلك، أفاد Hedge *et al.* (2003) أن آلات القص كانت هشة للغاية بحيث لا يمكن استخدامها في البيئات عند المصب. يجب مراعاة توقيت القص (انظر أعلاه). قد يكون القص المتكرر ضروريًا، على الرغم من أن Sheng *et al.* (2014) وجدوا أن القص المتكرر يقلل من ارتفاع سوق العشبة الحبلية *Spartina* لكنه لم يقضِ عليها. تجدر الإشارة إلى أن القص قد يقلل من وفرة النباتات بنسبة 100٪ في وقت القص، لكنه قد لا يقلل من وفرتها بعد ذلك الوقت (David Melville, pers. obs.).

الاقتلاع: تتطلب إزالة نبات العشبة الحبلية *Spartina* يدويًا، عن طريق اقتلاع النبات، القليل من الموارد، ولكنها تتطلب عمالة مكثفة. إذ يجب إزالة الجذور الموجودة تحت الأرض بالكامل لمنع إعادة النمو، ولكن يمكن أن يزيد عمقها عن متر واحد في الرواسب (Hedge *et al.* 2003). يمكن أيضًا إجراء الاقتلاع عن طريق الفلاحات؛ حيث يؤدي الحرث إلى تفكيك الرواسب وخلطها ويمكن أن يتلف جذور نباتات *Spartina*. فقد وجدت دراسة في الصين أن الفلاحة في نهاية موسم النمو يمنع نباتات العشبة الحبلية *Spartina* وسواها من التكاثر (Xie *et al.*, 2019). على الرغم من فعالية الفلاحلات وفقًا للأدلة (Reynolds *et al.*, 2023)، إلا أن بعض الممارسين يحث على توخي الحذر عند استخدام الفلاحات بسبب اضطراب الموائل المرتبط بوجود النوع وإمكانية إعادة النمو إذا لم تتم إزالة المادة النباتية الحية تمامًا، مما قد يسهل من إنتشار نباتات العشبة الحبلية *Spartina الغازية* (Bo Li, pers. comm).علاوة على ذلك، فإن تراكم الرواسب من الآليات الثقيلة يمكن أن يؤثر سلبًا على اللافقاريات القاعية (David Melville, pers. obs.).

التغطية: يمكن تغطية نباتات العشبة الحبلية *Spartina* مؤقتًا بقطعة قماش لمنع عملية التمثيل الضوئي وتثبيط نمو النباتات. ويجب توخي الحذر لضمان عدم انجراف القماش *(Lyu et al., 2023).* وبدلاً من ذلك، يمكن تغطية نباتات *Spartina* بتربة بين المد والجزر أو تحتهما، ولكن هذا يمكن أن يزيد من ارتفاع المناطق المعالجة. وقد يؤدي هذا إلى زيادة الغطاء النباتي. وفي حالة تنفيذ ذلك في المناطق بين المد والجزر العليا، فإنه يخاطر بتقليل عرض المناطق المسطحة المفتوحة التي تشكل أهمية بالغة لتغذية الطيور الساحلية المهاجرة (Mu & Wilcove, 2020).

الحرق: يمكن استخدام النار الموجهة لقتل النباتات الغازية، بما في ذلك نباتات العشبة الحبلية *Spartina*، فإن الدراسات التي أثبتت نجاح الإزالة بالحرق في السيطرة على نباتات المستنقعات المالحة (بما في ذلك نباتات *Spartina*) قد استخدمت النيران العكسية، حيث تتجه النار عكس اتجاه الرياح السائدة (de Szalay & Resh, 1997; Gabrey *et al.*, 1999). إن هذا سيعرّض النبات لدرجات حرارة أعلى لفترة أطول (DiTomaso & Johnson, 2006). يمكن أن يؤدي الحرق بينما لا تزال البذور على النباتات إلى زيادة فرص موت البذور (DiTomaso & Johnson, 2006)؛ ومع ذلك، يمكن أن يكون إنتاج البذور متغيرًا تمامًا

- ففي المملكة المتحدة، وجد أن الأزهار التي تنمو في يوليو وأغسطس ستعطي بذورها في نوفمبر، ولكن تلك الأزهار التي تظهر في سبتمبر قد لا تعطي البذور (Mullins & Marks, 1987).

عشبة العشبة الحبلية الناعمة Spartina alterniflora هي نوع غازي بشدة في الصين وهناك جهود مستمرة لمكافحتها. تُظهر الصورة الموجودة على اليسار منطقة من عشبة Spartina في مدينة Nanhui الجديدة، منطقة Pudong الجديدة، شنغهاي في يوليو 2022. تُظهر الصورة الموجودة على اليمين نفس الموقع في سبتمبر 2022، بعد قص نباتات Spartina، تاركة بقايا نباتية بارتفاع يبلغ 20 سم. تم قلب التربة تمامًا بعد القص.
تم التقاط الصور بواسطة Tianyou Li ، طالب دكتوراه من جامعة شرق الصين العادية.

حالة دراسية الحالة: محمية المانغروف الطبيعية الوطنية في مقاطعة Guangdong Zhanjiang (ZMNNR)، جنوب الصين

في عام 2006، تم العثور على نبات العشبة الحبلية الناعمة *Spartina alterniflora* في محمية المانغروف الوطنية في مقاطعة Guangdong Zhanjiang، في بقعة ذات مساحة تزيد عن 18 هكتارًا. بدأت جهود السيطرة على نبات *Spartina* في نوفمبر 2019.

تم حفر الطبقة السطحية (بما في ذلك طبقة الجذامير) ثم طمرها بعمق 1.5 متر. تم ذلك باستخدام حفارة، والتي شقت طريقها بالاتجاه العكسي للحد من كمية ضغط الرواسب. وفي الفترة من مايو إلى يوليو 2020، تضمنت جهود الإزالة الإضافية قطع سيقان نبات العشبة الحبلية *Spartina* وكسر الجذور بالحفارة وتغطيتها بطبقتين من قماش التظليل البلاستيكي الأسود. غطى القماش مسافة 30 سم من بعد طرف المكان الذي وُجد فيه نباتات *Spartina* وتم إزالته في العام التالي إذا كان نمو الاشطاءات من الجذامير أقل من 5٪. في الحالات التي نمت فيها نباتات *Spartina* تحت أشجار المانغروف، تمت إزالتها عن طريق حفر ونزع الجذامير السطحية يدويًا .

ما هو التأثير الذي لحق بـ *Spartina*؟

أدت أعمال الحفر والدفن الأولية إلى إزالة 14 هكتارًا من *Spartina*. وأدت أعمال أخرى، مثل القطع والتغطية، إلى إزالة 4 هكتارات إضافية من *Spartina*. وبقيت هناك مساحة 2.7 هكتار من نباتات *Spartina*.

ما هو التأثير على الأنواع المحلية؟

تم إجراء مسح للطيور الساحلية واللافقاريات القاعية في المنطقة التي تم فيها إزالة نباتات *Spartina*، بالإضافة إلى منطقة من مسطحات المد والجزر العارية. كشف أخذ عينات للطيور الساحلية أن غنى الأنواع من الطيور الساحلية، وتكرار حدوثها، كان متشابهًا في المناطق التي تم القضاء على نباتات *Spartina* مقارنة بمسطحات المد والجزر العارية بعد عام واحد من إزالة نباتات *Spartina*. كما كشف تتبع الطيور الساحلية الفردية أن تسعة من أصل أربعة عشر طائرًا تم تعقبها استخدموا المناطق التي تم فيها القضاء على نباتات *Spartina*، وخاصة طائر حمراء الساق الشائعة *Tringa tetanus*. كما تم مسح اللافقاريات القاعية على عمق 5-20 سم تحت سطح الرواسب. حيث وُجد أن كثافة وكتلة اللافقاريات القاعية أقل في المناطق التي تم فيها القضاء على نباتات *Spartina* مقارنة بمسطحات المد والجزر العارية. يشير هذا إلى أنه على الرغم من وجود الطيور الساحلية، فقد يستغرق تعافي مواردها الغذائية وقتًا أطول من عام واحد.

المصدر:

Lyu *et al.* (2023)

5. مصادر أخرى للمعلومات

إدارة أنواع *Spartina* في ولاية واشنطن، الولايات المتحدة الأمريكية:

Hedge P., Kriwoken L.K & Patten K. (2003) A review of *Spartina* management in Washington State, US. *Journal of Aquatic Plant Management*, **41**, 82–90. Available at: https://apms.org/wp-content/uploads/japm-41-02-082.pdf

تقييم الإجراءات الإدارية المختلفة لمكافحة أنواع *Spartina*:

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V., *et al*. (2023) *Spartina* invasive management - A review of the evidence. OSF. https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX

Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E., *et al*. (2023) A global synthesis of the effectiveness and ecological impacts of management interventions for *Spartina* species. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, **17**, 141. https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x

خلاصة لمراجعات برامج القضاء على *Spartina* في الجزيرة الجنوبية، نيوزيلندا:

Brown K. & Raal P. (2013) *Is Eradication of* Spartina *from the South Island Feasible?* DOC Research and Development Series 339. Department of Conservation: Wellington, New Zealand. Available at: https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf

المراجع

Di Tomaso J.M. & Johnson D.W. (2006) *The Use of Fire as a Tool for Controlling Invasive Plants*. California Invasive Plant Council: Berkeley, CA. Available at: https://www.cal-ipc.org/docs/ip/management/UseofFire.pdf

Evans P.R., Ward R.M., Bone M. & Leakey M. (1999) Creation of temperate-climate intertidal mudflats: factors affecting colonization and use by benthic invertebrates and their bird predators. *Marine Pollution Bulletin*, **37,** 535–545. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00140-4

Fan J., Wang X., Wu W., Chen W., Ma Q., *et al*. (2021) Function of restored wetlands for waterbird conservation in the Yellow Sea coast. *Science of The Total Environment*, **756**, 144061. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144061

Frid, C.L.J., Chandrasekara, W.U. & Davey, P. (1999) The restoration of mud flats invaded by common cord-grass (*Spartina anglica*, CE Hubbard) using mechanical disturbance and its effects on the macrobenthic fauna. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **9**, 47–61. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199901/02)
9:1%3C47::AID-AQC326%3E3.0.CO;2-T

Gabrey S.W., Afton A.D. & Wilson B.C. (1999) Effects of winter burning and structural marsh management on vegetation and winter bird abundance in the Gulf Coast Chenier Plain, USA. *Wetlands*, **19**, 594–606. https://doi.org/10.1007/BF03161697

Hassell C.J., Boyle A.N., Slaymaker M., Chan Y.C. & Piersma T. (2014) *Red Knot Northward Migration Through Bohai Bay, China: Field Trip Report April-June 2014*, Global Flyway Network. 2014. Available at: https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/28439250/GFN_Bohai_Report_2014_Online_version.pdf

Hedge P., Kriwoken L.K. & Patten K. (2003) A review of *Spartina* management in Washington State, US. *Journal of Aquatic Plant Management*, **41**, 82–90. Available at: https://apms.org/wp-content/uploads/japm-41-02-082.pdf

Lyu C., Zhang S., Ren X., Liu M., Leung K.-S.K., *et al.* (2023) The effect of *Spartina alterniflora* eradication on waterbirds and benthic organisms. *Restoration Ecology*, **31**, e14023. https://doi.org/10.1111/rec.14023

Mu T. & Wilcove D.S. (2020) Upper tidal flats are disproportionately important for the conservation of migratory shorebirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **287**, 20200278. https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0278

Mullins P.H. & Marks T.C. (1987) Flowering phenology and seed production of *Spartina anglica*. *Journal of Ecology*, **75**, 1037–1048. https://doi.org/10.2307/2260312

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V., *et al*. (2023) *Spartina* invasive management - A review of the evidence. OSF. https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX

Sheng Q., Huang M.-Y., Tang C.-D., Dong-Liang N.I.U., Qiang M.A. *et al.* (2014) Effects of different eradication measures for controlling *Spartina alterniflora* on plants and macrobenthic invertebrates. *Acta Hydrobiologica Sinica*, **38**, 279–290. https://doi.org/10.7541/2014.41

de Szalay F.A. & Resh V.H. (1997) Responses of wetland invertebrates and plants important in waterfowl diets to burning and mowing of emergent vegetation. *Wetlands*, **17**, 149–156. https://doi.org/10.1007/BF03160726

Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E., *et al.* (2023) A global synthesis of the effectiveness and ecological impacts of management interventions for *Spartina* species. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, **17**, 141. https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x

Xie B., Han G., Qiao P., Mei B., Wang Q., *et al*. (2019) Effects of mechanical and chemical control on invasive *Spartina alterniflora* in the Yellow River Delta, China. *PeerJ*, **7**, e7655. https://doi.org/10.7717/peerj.7655

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 10, v1.0

***Spartina* spp.** إرشادات حول المكافحة المتكاملة لأنواع العشبة الحبلية

Vanessa Cutts[1], David S. Melville[2], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[3] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge
2 Global Flyway Network, Nelson, New Zealand
3 Wetlands International, The Netherlands

Spartina alterniflora *العشبة الحبلية الناعمة في إقليم فينغ كسيان* - Fengxian *الصين* [المصدر : Tianyou Li]

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Melville D.S., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024*) Guidance on integrated control of Spartina spp*. Conservation Guidance Series No. 10, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/ERTE8195

الهدف: تقليل وفرة أنواع نبات *Spartina* بالموجودة بالفعل في الموائل بين المد والجزر

التعاريف

- **منطقة المد والجزر** = المنطقة الواقعة بين المد والجزر.
- **مبيد الأعشاب** = مادة كيميائية تقتل النباتات أو تمنع نموها.

1. الوصف

يشير مصطلح المكافحة المتكاملة في أغلب الأحيان إلى استخدام طرق مكافحة متعددة ويرتبط عمومًا بتطبيق طريقة مكافحة ثانية بعد القطع. وقد وجد أن التدابير المتكاملة تقلل من وفرة نبات العشبة الحبلية *Spartina* بنسبة 91% وتقلل من نموها بنسبة 57% في المتوسط (Wang *et al.*, 2023). قد تكون التدابير المتكاملة فعالة في تقليل نبات *Spartina* ولكن يجب أيضًا مراعاة التأثير على الحياة البرية الأصلية.

2. أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

***الطيور*:** تميل الطيور إلى النفور من المناطق التي غزتها نباتات العشبة الحبلية *Spartina*، ولكن ثبت أنها تستخدم المناطق (بدرجة مماثلة للمناطق التي لم تغزوها هذه النباتات) بمجرد القضاء على نباتات *Spartina* (Lyu *et al.*, 2023). لقد أدى مكافحة نباتات *Spartina* عن طريق إغداقها بالمياه وحش النباتات إلى إعادة تأهيل موقع يتمتع بغنى الأنواع مماثل للأراضي الرطبة الطبيعية (Fan *et al.*, 2021).

***اللافقاريات*:** قد يكون لآليات القطع أو الحش آثار سلبية محتملة على اللافقاريات القاعية إذا أدت الآليات الثقيلة إلى ضغط التربة (David Melville, pers. obs.). وقد وجدت دراسة أجريت في الصين أن الإغداق بالمياه والحش كان لهما آثار سلبية على مجتمع الكائنات القاعية الكبيرة على المدى الطويل (Sheng *et al.*, 2014).

***الغطاء النباتي الأصلي*:** من خلال دراسة مرجعية Wang *et al.* (2023) تمت ملاحظة أن تنوع أنواع النباتات الأصلية في المستنقعات المالحة قد تعزز بنسبة 210% بعد تدابير المكافحة المتكاملة. ومع ذلك، وجد Sheng *et al.* (2014) أن الجمع بين التشبع أو الإغداق بالمياه مع الحش يؤثر سلبًا على نباتات القصب الأصلية *Phragmites* spp.

3. العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

***الوصول إلى الموقع*:** إن سهولة الوصول إلى جميع مناطق الموقع ستحدد التقنيات التي يمكن استخدامها بشكل واقعي. على سبيل المثال، يمكن للطين الناعم أن يجعل الموقع غير قابل للوصول (Hassell *et al.*, 2014). قد يحتاج البشر إلى التدخل يدويًا في المناطق التي لا يمكن للآلات الكبيرة الوصول إليها. ومع ذلك، قد يكون من الصعب أيضًا الوصول إلى بعض المناطق سيرًا على الأقدام أو أن ذلك سيكون غير آمنٍ.

***حجم الموقع*:** سيؤثر حجم المنطقة التي تتطلب إزالة نباتات العشبة الحبلية *Spartina* على الأساليب التي سيتم تنفيذها. على سبيل المثال، يمكن إدارة المناطق الصغيرة جدًا يدويًا عن طريق إزالة النباتات يدويًا. ومع ذلك، فهذه عملية بطيئة وبالتالي ستكون غير عملية على نطاق أوسع (Hedge *et al.*, 2003).

***وقت العلاج*:** يمكن أن يؤثر وقت السنة الذي يتم فيه اتخاذ تدابير التحكم على فعاليتها. تشير الأدلة من الصين إلى أن الوقت الأمثل للقص هو أوائل يونيو إلى أوائل يوليو، أي من نهاية فترة النمو الخضري إلى مرحلة الإزهار (Xie *et al.*, 2019) .

***استخدام الآلات الثقيلة*:** قد يكون من الصعب استخدام الآلات الثقيلة في مناطق الرواسب الرطبة واللينة ومناطق المد والجزر. علاوة على ذلك، يمكن للمركبات أن تحل محل أو تضغط على أي نباتات موجودة وقد يكون لها تأثيرات ضارة محتملة على اللافقاريات القاعية في الرواسب (Evans *et al.*, 1999; David Melville, pers. obs.).

4.التنفيذ

القص أو الحش: يؤدي القص/الحش إلى إنشاء مساحات مفتوحة بشكل أسرع من مبيدات الأعشاب (David Melville, pers. obs.). ويمكن إجراء القص والحش باستخدام معدات محمولة باليد أو باستخدام آلات القص (القوارب) القادرة على الوصول إلى كل من الأرض والمياه. ومع ذلك، أفاد Hedge *et al.* (2003) أن آلات الحش هي غير متينة وبالتالي لا يمكن استخدامها في بيئات مصبات الأنهار. كما يجب مراعاة توقيت القص. وجد Sheng *et al.* (2014) أن عملية الحش قد قللت من ارتفاع سيقان نباتات العشبة الحبلية *Spartina* ولكنها لم تقضِ عليها.

مبيد الأعشاب: تشير التطبيقات والممارسات العالمية الحالية إلى أن مبيدي الأعشاب الأكثر فعالية هما هالوكسيفوب haloxyfop وإيمازابير imazapyr، مع ارتفاع معدلات القضاء على النباتات وموتها في نيوزيلندا والولايات المتحدة الأمريكية والصين (Brown & Raal, 2013; Strong & Ayres, 2016; Patten *et al.*, 2017; David Melville, pers. obs.). تشمل مبيدات الأعشاب الأخرى التي ثبت أنها تؤثر سلبًا على وفرة النوع *Spartina* ما يلي: إيمازاميث imazameth، وجليفوسات glyphosate، وحمض 2،2-ديكلوروبروبيونيك 2,2-dichloropropionic acid (المعروف تجاريًا باسم Dalapon) وسيهالوفوب بوتيل cyhalofop butyl (Reynolds *et al.*, 2023). ونظرًا للعدد القليل من الدراسات التي بحثت في فعالية بعض مبيدات الأعشاب الفردية، فمن المهم توخي الحذر عند استخلاص استنتاجات حول قدرتها على مكافحة نباتات *Spartina* على نطاق واسع.

الفيضان: يمكن أن يؤدي إغراق المناطق التي تنمو فيها نباتات العشبة الحبلية *Spartina* إلى قتل الجذور عن طريق تقليل توفر الأكسجين. فقد وجدت دراسة في الصين أن إغداق الأرض بالمياه لأعماق لا تقل عن 30-40 سم هو الأكثر فعالية في تقليل نمو نباتات *Spartina* (Xie *et al.*, 2019). لقد كان هذا العمل فعالاً عند دمجه مع الحش في يونيو أو أغسطس. ولا يمكن القيام بذلك إلا في المناطق التي يمكن التحكم في مستويات المياه فيها لفترة أطول، لذلك لا يُلجأ له في مسطحات المد والجزر المفتوحة. كما وجد Sheng *et al.* (2014) أن الإغداق بالمياه لدرجة التشبع والحش معًا كانا الأكثر فعالية في تقليل نمو نباتات *Spartina*.

التغطية: يمكن تغطية نباتات العشبة الحبلية *Spartina* مؤقتًا بالقماش لمنع عملية التمثيل الضوئي وتثبيط نمو النباتات. وبدلاً من ذلك، يمكن تغطية نباتات *Spartina* بتربة بين المد والجزر، ولكن هذا يمكن أن يزيد من ارتفاع المناطق المعالجة. وفي حالة تنفيذ ذلك في المناطق العليا بين المد والجزر، فإنه يخاطر بتقليل امتداد وعرض المسطحات المفتوحة التي تعد مهمة للغاية لتغذية الطيور الساحلية المهاجرة (Mu & Wilcove, 2020). في موقع في Xiaoyangkou، مقاطعة جيانكو Jiangsu، الصين، وفرت الرواسب الموضوعة في الواقع موطنًا لمبيت الطيور الساحلية. ومع ذلك، فقد ضاع هذا الموئل لاحقًا حيث نمت نباتات *Spartina* من خلال الرواسب الملقاة فوقها (David Melville, pers. obs.).

حالة دراسية: محمية شونغ مينغ -دونكتان Chongming Dongtan الطبيعية الوطنية، الصين

محمية Chongming Dongtan الطبيعية الوطنية هي أحد مواقع رامسار الواقعة على الطرف الشرقي لجزيرة Chongming في شنغهاي، الصين. وهي تقع على طريق مسار الهجرة لشرق آسيا وأستراليا. تم إدخال العشبة الحبلية الناعمة *Spartina alterniflora* في عام 1995 إليها، وبحلول عام 2012 غطت أكثر من 2000 هكتار من المستنقعات المالحة في المحمية. أدى هذا الإدخال إلى تغير بيئي واسع النطاق عبر مسطحات المد والجزر، مما جعلها غير مناسبة لتغذية ومبيت الطيور الساحلية.

تم اختبار وتقييم طرائق مختلفة لمكافحة نباتات *S. alterniflora* في محمية شونغ مينغ -دونكتان Chongming Dongtan. على سبيل المثال، في عام 2007، اختبر Yuan *et al.* (2011) تأثير التشبع والغدق بالمياه والقص للسيطرة على هذه النباتات. فقد وجدوا في دراستهم أن التشبع الموجه بالمياه أدى في البداية إلى تقليل الكتلة الحيوية لـ *S. alterniflora* وخفض إنتاج البذور، ولكن نباتاتها أظهرت لاحقًا تكيفًا سريعًا مع إجهاد التشبع بالمياه على المدى الطويل. ومع ذلك، عندما تم قطع الجزء فوق الأرضي من نباتات العشبة الحبلية الناعمة *S. alterniflora* خلال فترة الإزهار (يوليو) بعد ثلاثة أشهر من التشبع بالمياه، فقد تم القضاء على *S. alterniflora* بنجاح. ولم يكن هناك نمو جديد لـها في السنوات التالية، ومع ذلك، عندما تمت استعادة النظام الهيدروديناميكي للمنطقة، عادت نباتات *S. alterniflora* إلى غزو الموقع والانتشار من المناطق المجاورة.

في عام 2013، تم إطلاق مشروع ترميم واسع النطاق يغطي 2400 هكتار في محمية شونغ مينغ -دونكتان Chongming Dongtan الطبيعية. حيث قدرت تكلفة هذا المشروع 1.3 مليار يوان صيني (186 مليون دولار أمريكي؛ سعر تحويل فبراير 2024)، وكان أحد الأهداف الرئيسية هو القضاء على *S. alterniflora*.

كان هناك موقعان رئيسيان في منطقة المشروع، أحدهما محاط بسد إسمنتي والآخر محاط جزئيًا بسدة من الرواسب. تم بناء السدة كمحاولة لضمان القضاء على *S. alterniflora*. تم في داخل المنطقة المغلقة، التحكم في *S. alterniflora* من خلال قطع النباتات وإغراق المستنقعات. كانت الخطة المتبعة هي السماح للسد المبني بالتدهور، أو خرقه عمدًا، حتى تتمكن المنطقة من العودة إلى الغمر بالمد والجزر (Mark Dixon, pers. comm.). وقد حفزت الأسوار الحاجزة التي أقيمت خارج المنطقة الهندسية من تراكم الرواسب، مما أدى إلى تكوين مستنقع طيني مدّي على ارتفاع أقل من مترين فوق مستوى سطح البحر. وقد استُخدم هذا المستنقع لإعادة زراعة نبات الديس *Scripus mariqueter*، وهو نوع محلي شائع.

ما هو التأثير على نباتات العشبة الحبلية *Spartina*؟

منذ العام 2012 إلى العام 2016، انخفضت تغطية العشبة الحبلية الناعمة *S. alterniflora* بشكل كبير من 2000 هكتار إلى 729 هكتارًا. ومع ذلك، كانت لا تزال هناك مناطق كبيرة من انتشارهاغير متأثرة خارج المنطقة المحمية (أكثر من 1315 هكتارًا في العام 2018) في جزيرة شونغ مينغ Chongming (Zhang *et al.*, 2020). وهذا يعتبر بمثابة مصدر لإعادة انتشار وغزو نباتات *S. alterniflora* لاحقًا، ويشكل تهديدًا لجهود الترميم في Chongming.

في عامي 2016 و2017، أجريت تجربة ميدانية باستخدام مبيد الأعشاب Gallant (Haloxyfop-R-methyl) كوسيلة تحكم طارئة بنباتات *S. alterniflora* التي أعادت انتشارها وغزوها (Zhao *et al.*, 2020). لقد وجد الباحثون أن أعلى جرعة تم اختبارها وهي 2.70 غ/ م^2 هي الأكثر فعالية، حيث أزالت 100٪ من البقع الصغيرة بنسبة 92٪ من الأعشاب المستمرة. بينما كانت الجرعات المنخفضة (1.35-0.45 غ/م^2) أقل نجاحًا، حيث أزالت أقل من 40%. ووجد الباحثون أيضًا أن تطبيق رش مبيدات الأعشاب في شهري يوليو وأغسطس أدى إلى موت النباتات بنسبة 100%، في حين تمكنت نباتاتها من التعافي بسرعة عند تطبيقها في شهر مايو.

ما هو التأثير على الأنواع المحلية؟

في المنطقة المغلقة بالكامل، انخفضت درجة غنى الأنواع وكثافة اللافقاريات القاعية الكبيرة قبل وبعد المكافحة لنباتات *S. alterniflora*. وقد شملت الأنواع التي اختفت القواقع والرخويات والقشريات والديدان متعددة الأشعار، والتي تعد مصادر غذائية مهمة للطيور الساحلية. كانت الديدان متعددة الأشعار *Heteromastus filiformis* والرخويات *Glauconome chinensis* هما النوعين الوحيدين الموجودين قبل وبعد تدابير المكافحة. أما في المنطقة المغلقة جزئيًا، فقد زاد الغنى باللافقاريات القاعية الكبيرة، إذ يُعتقد أن تدفق المد والجزر قد جلب أنواعًا إضافية، مثل الرخويات.

إن عدد أنواع الطيور الساحلية في Chongming Dongtan، وكثافاتها الفردية، كان مماثلًا للأراضي الرطبة الطبيعية وأعلى من الأراضي الرطبة الاصطناعية (برك الأسماك والأراضي الزراعية) (Fan *et al.*, 2021).

المصادر:

Wang *et al.* (2021); Zhao *et al.*, (2020); Zhang *et al.*, (2020); Hu *et al.*, (2015); Mark Dixon (pers. comm.)

5. مصادر أخرى للمعلومات

تقييم الإجراءات الإدارية المختلفة لمكافحة أنواع *Spartina*:

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V., *et al*. (2023) *Spartina* invasive management - A review of the evidence. OSF. https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX

Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E., *et al*. (2023) A global synthesis of the effectiveness and ecological impacts of management interventions for *Spartina* species. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, **17**, 141. https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x

خلاصة لمراجعات برامج القضاء على *Spartina* في الجزيرة الجنوبية، نيوزيلندا:

Brown K. & Raal P. (2013) *Is Eradication of* Spartina *from the South Island Feasible?* DOC Research and Development Series 339. Department of Conservation: Wellington, New Zealand. Available at: https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf

المراجع

Brown K. & Raal P. (2013) *Is eradication of* Spartina *from the South Island feasible?* New Zealand Department of Conservation. Available at: https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf

Evans P.R., Ward R.M., Bone M. & Leakey M. (1999) Creation of temperate-climate intertidal mudflats: factors affecting colonization and use by benthic invertebrates and their bird predators. *Marine Pollution Bulletin*, **37,** 535–545. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00140-4

Fan J., Wang X., Wu W., Chen W., Ma Q., *et al*. (2021) Function of restored wetlands for waterbird conservation in the Yellow Sea coast. *Science of The Total Environment*, **756**, 144061. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144061

Hassell C.J., Boyle A.N., Slaymaker M., Chan Y.C. & Piersma T. (2014) *Red Knot northward migration through Bohai Bay, China: Field Trip Report April-June 2014*, Global Flyway Network. Available at: https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/28439250/GFN_Bohai_Report_2014_Online_version.pdf

Hedge P., Kriwoken L.K. & Patten K. (2003) A review of *Spartina* management in Washington State, US. *Journal of Aquatic Plant Management*, **41**, 82–90. Available at: https://apms.org/wp-content/uploads/japm-41-02-082.pdf

Hu Z.-J., Ge Z.-M., Ma Q., Zhang Z.-T., Tang C.-D., *et al.* (2015) Revegetation of a native species in a newly formed tidal marsh under varying hydrological conditions and planting densities in the Yangtze Estuary. *Ecological Engineering*, **83**, 354–363. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.005

Lyu C., Zhang S., Ren X., Liu M., Leung K.-S.K., *et al*. (2023) The effect of *Spartina alterniflora* eradication on waterbirds and benthic organisms. *Restoration Ecology*, **31**, e14023. https://doi.org/10.1111/rec.14023

Mu T. & Wilcove D.S. (2020) Upper tidal flats are disproportionately important for the conservation of migratory shorebirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **287**, 20200278. https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0278

Patten K., O'Casey C. & Metzger C. (2017) Large-scale chemical control of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in Willapa Bay, WA: Towards eradication and ecological restoration. *Invasive Plant Science and Management*, **10**, 284–292. https://doi:10.1017/inp.2017.25

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V., *et al*. (2023) *Spartina* invasive management - A review of the evidence. OSF. https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX

Sheng Q., Huang M.-Y., Tang C.-D., Niu D.-L., Ma Q., *et al*. (2014) Effects of different eradication measures for controlling *Spartina alterniflora* on plants and macrobenthic invertebrates. *Acta Hydrobiologica Sinica*, **38**, 279–290. https://doi.org/10.7541/2014.41

Strong D.R. & Ayres D.A. (2016) Control and consequences of *Spartina* spp. invasions with focus upon San Francisco Bay. *Biological Invasions*, **18**, 2237–2246. https://doi.org/10.1007/s10530-015-0980-6

Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E., *et al.* (2023) A global synthesis of the effectiveness and ecological impacts of management interventions for *Spartina* species. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, **17**, 141. https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x

Wang S., Sheng Q., Zhao F., Zhang T. & Zhuang P. (2021) Variable effects on benthic community from diking to eradicate invasive plants in the Yangtze Estuary salt marsh. *Frontiers in Marine Science*, **8**, 706353. https://doi.org/10.3389/fmars.2021.706353

Xie B., Han G., Qiao P., Mei B., Wang Q., *et al*. (2019) Effects of mechanical and chemical control on invasive *Spartina alterniflora* in the Yellow River Delta, China. *PeerJ*, **7**, e7655. https://doi.org/10.7717/peerj.7655

Yuan L., Zhang L., Xiao D. & Huang H. (2011) The application of cutting plus waterlogging to control *Spartina alterniflora* on saltmarshes in the Yangtze Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **92**, 103–110. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.019

Zhang X., Xiao X., Wang X., Xu X., Chen B. *et al*. (2020) Quantifying expansion and removal of *Spartina alterniflora* on Chongming island, China, using time series Landsat images during 1995–2018. *Remote sensing of environment*, **247**, 111916. https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111916

Zhao Z., Xu Y., Yuan L., Li W., Zhu X., *et al*. (2020) Emergency control of *Spartina alterniflora* re-invasion with a chemical method in Chongming Dongtan, China. *Water Science and Engineering*, **13**, 24–33. https://doi.org/10.1016/j.wse.2020.03.001

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

القسم 4 مناهج ومقاربات الإدارة للطيور الساحلية

إرشادات حول...

إدارة البُرك الاصطناعية للطيور الساحلية

إنشاء جزر للطيور الساحلية

إدارة/إزالة الغطاء النباتي للطيور الساحلية

الحد من إزعاج الطيور الساحلية

Conservation Guidance Series No. 11, v1.0

إرشادات حول إدارة البُرك الاصطناعية للطيور الساحلية

Vanessa Cutts[1], Micha V. Jackson[2], Nigel G. Taylor[1], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[3] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, UK
2 CSIRO, Canberra, Australia
3 Wetlands International, The Netherlands

طيور ساحلية تستخدم بركة تربية مائية جافة جزئيًا للمبيت أثناء المد العالي في الصين.
[المصدر: *Micha V. Jackson*]

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Jackson M.V., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on managing artificial ponds for shorebirds*. Conservation Guidance Series No. 11, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/NHOT3389

الهدف: الحفاظ على البُرك الاصطناعية كمواقع للمبيت والبحث عن الطعام للطيور الساحلية

التعاريف

- **منطقة المد والجزر** = المنطقة الواقعة بين المد المرتفع والجزر المنخفض.
- **التعشيش** = عندما تضع الطيور بيضها وتحمي صغارها.
- **المبيت** = عندما تستريح الطيور أو تنام أو تنظف ريشها، أي أن هذا سلوك يوفر الطاقة.
- **الطيور الساحلية** = طيور من رتبة الخواضات؛ تشمل الطيور الخواضة والنوارس والخراشن التي تستخدم الموائل الساحلية للتغذية و/أو المبيت و/أو التعشيش.

1.الوصف

تستقر العديد من الطيور الساحلية في بُرك اصطناعية من صنع الإنسان، مثل برك تربية الأحياء المائية. لا تعد البُرك الاصطناعية بديلاً عن الموائل الطبيعية بين مناطق المد والجزر، ولكن من المعروف على نطاق واسع أنها تعمل كمواقع تكميلية للتكاثر وللتغذية للطيور الساحلية، وخاصة عندما تتعرض الموائل الطبيعية بين المد والجزر للتهديد بالتدهور أو عندما تفقد الموائل الطبيعية فوق المد والجزر (مثل المستنقعات المالحة، وأحواض الملح الطبيعية) (Ma *et al.*, 2010; Jackson *et al.*, 2020). يمكن إدارة بعض الخصائص في البُرك الاصطناعية لتحسين فائدتها للطيور الساحلية، مثل مستوى المياه والغطاء النباتي.

مع تزايد عدد السكان وإزدياد الطلب على الغذاء الناتج عن ذلك، يتم تحويل المناطق الساحلية في جميع أنحاء العالم إلى مزارع للأحياء المائية وبرك لانتاج الملح (Sun *et al.*, 2015; FAO, 2020). يتضمن هذا التحويل السيطرة على إدارة المياه من خلال بناء السدود وإزالة النباتات وإنشاء مسطحات مائية مستقلة بدلاً من المياه المتدفقة دون قيود ومحددات والتي قد تحدث بشكل طبيعي. تستخدم الطيور الساحلية كلا هذين النوعين من البُرك الاصطناعية بانتظام لأجل الراحة والمبيت عند ارتفاع المد، وفي بعض الحالات أيضًا للتغذية أو للتعشيش (Sripanomyom *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2013; Green *et al.*, 2015). لذلك، ينبغي النظر في إدارتها جنبًا إلى جنب مع إنشاء الموائل الطبيعية واستعادتها.

هناك بعض المخاوف بشأن اعتماد الطيور الساحلية على الأراضي الرطبة الاصطناعية في المناطق الساحلية (Jackson *et al.*, 2020). على سبيل المثال، إذا أصبحت أحواض تربية الأحياء المائية أو وبرك انتاج الملح غير صالحة للاستخدام، أو إذا تم تحويلها إلى استخدامات أخرى للأراضي، فقد تتعرض الطيور الساحلية للخطر (Green *et al.*, 2015; Jackson *et al.*, 2020). فعلى سبيل المثال، هناك اتجاه متزايد في الصين لإقامة مزارع الطاقة الشمسية فوق برك تربية الأحياء المائية والمسطحات المائية (David Melville & Spike Millington, pers. comm.). لذلك يجب أن يؤخذ في الاعتبار كيفية إدارة هذه المواقع لإنتاج الغذاء وتحقيق الفائدة الاقتصادية ودمج ذلك مع الحفاظ على الطيور الساحلية (Ma *et al.*, 2010). ويمكن النظر في الجوانب المكانية والزمانية للإدارة لصالح القيمة التي يمكن أن تجلبها هذه الموائل للطيور.

2.أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

الطيور: أظهرت مراجعة البيانات والمعرفة المتخصصة من مختلف أنحاء مسار هجرة الطيور لشرق آسيا وأستراليا أن استخدام الأراضي الرطبة الاصطناعية (أي تلك التي صنعها الإنسان) مرتفع في جميع أنحاء المنطقة. وقد وثقت الدراسة تسجيل 83 نوعًا من الطيور الساحلية، بما في ذلك جميع الطيور الساحلية المهاجرة التي توجد بانتظام، والتي تم العثور عليها في 176 موقعًا اصطناعيًا ذات ثماني استخدامات مختلفة للأراضي (Jackson *et al.*, 2020). ففي خمس مناطق مهمة للطيور غير المفرخة في أستراليا، استخدم أكثر من 50% من النسبة المتوسطة من المجموعات الإقليمية، البالغ عددها 39 من أصل 75 مزيجًا من الأنواع والمناطق، موائل اصطناعية أثناء المد المرتفع (Jackson *et al.*, 2021).

وقد وثقت دراسات أخرى استخدام الطيور لأنواع معينة من الموائل الاصطناعية. فعلى سبيل المثال، في Inner Gulf في تايلاند، كانت الطيور تستخدم لغرض المبيت والتغذية البُرك المجففة المخصصة سابقًا لتربية الأحياء المائية، وإن كان ذلك يتم بدرجة أقل من بُرك الملح (Green *et al.*, 2015). يمكن أن تستقبل برك الأسماك التي جفت مؤخرًا أعدادًا كبيرة من الطيور آكلة الأسماك، مثل البلاشن (Ardeidae) وطائر أبو ملعقة ذو الوجه الأسود *Platalea minor*. وفي كل من هونغ كونغ وتايوان، فإن غالب نشاط البحث عن الطعام من طائر أبو ملعقة ذو الوجه الأسود تتم في برك الأسماك التي جفت (David Melville, pers. comm.). كما توصلت دراسة أخرى أجريت في البحر الأصفر في الصين إلى أن ضفاف برك تربية الأحياء المائية كانت تستخدم كمواقع للراحة والمبيت، حيث كانت الطيور الساحلية تفضل الضفاف الممتدة والطويلة ذات الغطاء النباتي القليل (He *et al.*, 2016).

تستخدم الطيور الساحلية برك الملح على نطاق واسع للمبيت والتغذية في خليج تايلاند (Sripanomyom *et al.*, 2011)، وفي أستراليا (Jackson *et al.*, 2020) وفي الصين (Lei *et al.,* 2018). وقد ارتبط الاستخدام العالي لبرك انتاج الملح من قبل الطيور بكثافة عالية من اللافقاريات فيها (Masero *et al.*, 2000; Rocha *et al.*, 2017). وقد وجد Rocha *et al.* (2017) أن برك الملح في البرتغال التي تم تجفيفها للصيد الحرفية للأسماك قد أدت إلى زيادة سريعة في عدد الطيور الباحثة عن الطعام، ويُقترح أن هذا يرجع إلى الكثافة العالية للديدان متعددة الأشعار. إن بعض أنواع الطيور الساحلية تستخدم برك انتاج الملح أكثر من غيرها من الموائل، فقد أظهرت بعض الدراسات أن أنواع الطيور الصغيرة الحجم والطيور قصيرة الأرجل تستخدم أحواض الملح للراحة والمبيت والبحث عن الطعام أكثر من الطيور الأكبر حجمًا (Masero *et al.*, 2000; Green *et al.*, 2015; Lei *et al.*, 2021).

3.العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

المسافة إلى منطقة التغذية: من المرجح أن تستقر الطيور الساحلية في المناطق القريبة من موطن التغذية الخاص بها (Zharikov & Milton, 2009)، حيث إن هذا يقلل من استهلاك الطاقة أثناء السفر. وقد وجدت إحدى الدراسات التي أجريت على طائر خضراء الساق الرقطاء *Tringa guttifer* في البُرك الاصطناعية في خليج تايلاند أن أماكن وجوده تبعد حوالي كيلومتر واحد عن مواقع البحث عن الطعام (Yu *et al.*, 2019). وقد أظهرت دراسة مرجعية حول أهمية المجاثم الاصطناعية للطيور الساحلية على مستوى العالم أنه في 12 دراسة تم توثيق طيور ساحلية تلجأ للمبيت على مسافة من <1 كم إلى >20 كم اعتمادًا على النوع (حيث تتحرك الأنواع الأصغر عادةً لمسافات أقل؛ Jackson, 2017). ومع ذلك، كانت المسافات من 2 إلى 9 كم أكثر شيوعًا في الدراسات التي تم فيها تقديم المسافة المتوسطة عبر العديد من الأفراد (Jackson, 2017, see Table 1). كما يبدو أيضًا أن الطيور الساحلية تقطع مسافات أطول للوصول إلى مواقع التجمع والمبيت في الليل، وربما يرجع ذلك إلى زيادة خطر الافتراس في الليل (Rogers, 2003).

عمق المياه: تشير بعض الأدلة إلى أن عمق المياه له التأثير الأقوى على وجود الطيور الساحلية (Bancroft *et al.*, 2002; Bolduc & Afton, 2004; Jackson *et al.*, 2019). وقد أظهرت دراسة أجريت على 94 موقعًا تحتوي على برك من صنع الإنسان أن متوسط عمق المجاثم كان 6 سم (Yu *et al.*, 2019).

حجم البركة: تشير بعض الأدلة إلى أن الطيور الساحلية تكون أكثر وفرة في البرك الأكبر حجمًا (Sánchez-Zapata *et al.*, 2005; Jackson *et al.*, 2019). حيث تتمتع البرك الأكبر بتنوع أكبر في الموائل وبالتالي يمكنها دعم تنوع أكبر من الطيور الساحلية. إن الحفاظ على مجموعة من أحجام البرك، مع إعطاء الأولوية للبرك الاصطناعية الأكبر حجمًا، سوف يناسب عددًا أكبر من أنواع الطيور الساحلية (Paracuellos, 2006).

توفر الفرائس: إن وفرة اللافقاريات التي تعيش في الطين وإمكانية الوصول إليها في المنطقة (Bolduc & Afton, 2004) يؤثر على المكان الذي تختاره الطيور الساحلية للعيش والتعشيش. كما يؤثر شكل الطيور، مثل طول المنقار، على تفضيلاتها الغذائية.

الغطاء النباتي: بشكل عام، يعتبر الغطاء النباتي رادعًا كبيرًا لمعظم أنواع الطيور الساحلية التي تستخدم موقعًا ما للراحة والمبيت، خاصةً إذا كان النبت طويلًا أو كثيفًا فيه (Rogers, 2003; Jackson *et al.*, 2019). نادرًا ما تستقر الطيور الساحلية في المناطق التي يزيد فيها الغطاء النباتي الإجمالي عن 50%، ويفضل معظمها أن يكون الغطاء النباتي أقل من نصف ارتفاعها (Jackson & Straw, 2021). لن تستخدم الطيور الساحلية الأطراف (على سبيل المثال السدود أو الحواجز والجدران) حول البركة إذا كانت بها نباتات (Jackson & Straw, 2021). فمن المفهوم أن تفضيل مواقع المبيت غير المزروعة يرتبط بتجنب

الافتراس الجوي من خلال الحفاظ على خطوط نظر جيدة حول موقع المبيت. وقد لوحظ أن النباتات يمكن أن تنتشر وتنمو بسرعة كبيرة في بعض البقع الجافة من البركة الاصطناعية (Chi-Yeung Choi, pers. comm.).

الملوحة: تعتبر الملوحة عاملاً مهماً في إدارة برك الملح، حيث تؤثر على اللافقاريات والنباتات المائية، مما يؤثر بدوره على الطيور الساحلية (Ma *et al.*, 2010). ويمكن أن تكون مستويات الملوحة العالية ضارة بالطيور المائية (Hannam *et al.*, 2003)، ولكن يمكن أن يتسبب ذلك أيضًا في وفرة كبيرة من الفرائس، مثل الروبيان الملحي، الذي تنجذب إليه الطيور الساحلية بشدة (Micha Jackson, pers. obs.). فقد وجدت إحدى الدراسات أن الطيور الصغيرة تستخدم أحواض الملح ذات مستويات الملوحة العالية، في حين تستخدم الطيور الكبيرة أحواض الملح ذات مستويات الملوحة المنخفضة (Velasquez, 1992). وقد وُجِد أن الطيور الساحلية تبحث عن طعامها في منطقة ذات ملوحة متوسطة في خليج سان فرانسيسكو بالولايات المتحدة الأمريكية، بمستويات تتراوح بين 81 إلى 150 جزءًا في الألف (Warnock *et al.*, 2002; Takekawa *et al.*, 2006)، بينما بحثت الطيور الساحلية عن الطعام في نطاق أوسع من الملوحة (25-220 جزء في الألف) في مصب نهر Berg في جنوب أفريقيا (Velasquez, 1992).

الإزعاج: إن الطيور الساحلية حساسة للغاية لأي إزعاج أثناء المبيت والراحة، مما قد يدفعها إلى الطيران وترك أماكن المبيت المناسبة. يمكن أن يحدث الإزعاج بسبب الأنشطة الترفيهية البشرية، على سبيل المثال المشي مع الكلاب، أو القيادة على الطرقات الوعرة، أو مراقبة الطيور أو التصوير بالقرب من الطيور، أو تشغيل الوسائل الجوية مثل الطائرات الشراعية والمسيرات بدون طيار. كما يمكن أن يحدث الإزعاج أيضًا بسبب أنشطة الإنتاج البشرية مثل حصاد تربية الأحياء المائية، والمركبات والآليات، والمروحيات.

الافتراس: إن وجود الحيوانات المفترسة سيكون له تأثير قوي على أعداد الطيور التي تستخدم البُرك للمأوى والمبيت. يمكن التفكير في إدارة الحيوانات المفترسة، مثل القتل أو الاستبعاد باستخدام الأسوار (Malcolm Ausden, pers. comm.). وقد وجدت إحدى الدراسات أن الإزعاج من الحيوانات المفترسة كان أعلى في البرك المالحة مقارنة بمسطحات المد والجزر، وهو ما تم اقتراحه كسبب لتفضيل الطيور الساحلية لمسطحات المد والجزر الطبيعية لأجل المأوى والمبيت (Rosa *et al.*, 2006).

4.التنفيذ

عمق المياه: يمكن إدارة تربية الأحياء المائية وبرك إنتاج الملح للحفاظ على الطيور الساحلية من خلال إدارة مستويات المياه. إن خفض مستويات المياه (Velasquez, 1992; Rocha *et al.*, 2017; Lei *et al.*, 2021) وكشف مناطق الطين (Sripanomyom *et al.*, 2011) تميل إلى جذب الطيور الساحلية. يمكن خفض مستويات المياه عن طريق فتح بوابات السدات (e.g. Rocha *et al.*, 2017). وقد ثبت أن خفض عمق المياه إلى 5-10 سم يجذب كثافات عالية من الطيور الباحثة عن الطعام (Velasquez, 1992; Yu *et al.*, 2019)، أو خفضها إلى 1-2 سم يجذبها أيضًا (Rocha *et al.*, 2017). ويقترح Green *et al.* (2015) أنه يجب تجفيف برك تربية الأحياء المائية بانتظام لاستخدامها من قبل الطيور الساحلية.

الملوحة: من الناحية العملية، قد يكون من الصعب تنظيم الملوحة في البُرك لأنها تتأثر يوميًا بعوامل مثل التبخر. ولكن من خلال استخدام مزيج من مياه البحر والمياه العذبة، قد يتمكن مديرو الموقع من الحفاظ على ملوحة مثالية ربما في نطاق 80-150 جزء في الألف، وهو ما يشجع على استمرار وجود فرائس الطيور الساحلية مع تثبيط نمو النباتات (Micha Jackson, pers. obs.).

تقليل الإزعاج: يمكن وضع علامات تحذيرية وتشجيع البشر على تجنب المناطق الشاطئية التي توجد بها الطيور الساحلية (Medeiros *et al.*, 2007). كما يمكن إغلاق المناطق عن طريق تركيب الأسوار: على سبيل المثال، يمكن تركيب أسوار من الحبال (Lafferty *et al.*, 2006) أو وضع الأسوار المؤقتة أثناء موسم التكاثر (Wilson & Colwell, 2010). كما يمكن إنشاء منصات المراقبة حتى يتمكن السياح من مشاهدة الطيور من مسافة بعيدة (Burger *et al.*, 2004). لمزيد من المعلومات انظر Cutts *et al.*, 2024.

حالة دراسية: موقع مستنقع تياوزيني Tiaozini، الصين

تقع أراضي تياوزيني Tiaozini الرطبة على مسار هجرة الطيور لشرق آسيا وأستراليا في مقاطعة جيانغ سو Jiangsu، الصين. تم إعلان Tiaozini كأول موقع للأراضي الرطبة بين المد والجزر في الصين في عام 2019، ومنذ ذلك الحين تم تحويلها إلى منطقة محمية وتطويرها للسياحة البيئية (Liang *et al.*, 2023).

تم تحويل موقع مساحته 48 هكتارًا من برك تربية الأحياء المائية إلى أرض رطبة مُدارة. وقد تم ذلك خصيصًا لإنشاء موطن لمبيت ولتعشيش الطيور أثناء المد المرتفع. تم إنشاء الموطن لتناسب احتياجات الأنواع المختلفة من خلال إدارة مستوى المياه والحفاظ عليه، والتحكم في ارتفاع النباتات واستعادة التضاريس الدقيقة. أدى التحكم في مستوى المياه وتغيير التضاريس إلى إنشاء مناطق ذات أعماق مياه مختلفة، بينما تمت إدارة مناطق النباتات من أجل ترك بعض المناطق المفتوحة من الطين. يقع موقع المبيت والتعشيش بالقرب من منطقة المد والجزر على بعد 0.3-0.9 كم، مما يعني أن الطيور قريبة من منطقة التغذية الخاصة بها (Wu *et al.*, 2022).

في عامي 2020 و2021، كانت الطيور تستخدم الموقع للمبيت أثناء المد المرتفع، بما في ذلك الأنواع المهددة والمعرضة للانقراض مثل طائر الطيطوى ذات المنقار الملاعقي *Calidris pygmaea*. قبل ذلك، لم تكن الطيور تستخدم الموقع.

المصدر:

Liang *et al.* (2023)

5. مصادر أخرى للمعلومات

إرشادات حول إدارة الموائل لمبيت الطيور الساحلية:

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1

مراجعات للعوامل التي تؤثر على كيفية استعمال الطيور للمناطق الرطبة:

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6

مراجعة لإدارة البُرك لأجل الطيور الساحلية:

Rogers D.I., Stamation K., Loyn R.H. & Menkhorst P. (2015) *Literature Review: Management of Non-Tidal Ponds for Shorebirds*. Arthur Rylah Institute for Environmental Research Technical Report Series No. 264. Department of Environment, Land, Water and Planning: Heidelberg, Victoria. http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.3954.3760

المراجع

Bancroft G.T., Gawlik D.E. & Rutchey K. (2002) Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the northern everglades of Florida, USA. *Waterbirds*, **25**, 265–277. https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025[0265:dowbrt]2.0.co;2

Bolduc F. & Afton A.D. (2004) Relationships between wintering waterbirds and invertebrates, sediments and hydrology of coastal marsh ponds. *Waterbirds*, **27**, 333–341. https://doi.org/10.1675/1524-4695(2004)027[0333:rbwwai]2.0.co;2

Burger J., Jeitner C., Clark K. & Niles L.J. (2004) The effect of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. *Environmental Conservation*, **31**, 283–288. https://doi.org/10.1017/s0376892904001626

Cutts V., Jackson M.V., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on reducing disturbance for shorebirds*. Conservation Guidance Series No. 14, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/JPZI7218

Erwin R.M., Miller J. & Reese J.G. (2007) Poplar Island Environmental Restoration Project: Challenges in waterbird restoration on an island in Chesapeake Bay. *Ecological Restoration*, **25**, 256–262. https://doi.org/10.3368/er.25.4.256

FAO (2020) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020: Sustainability in Action*. FAO: Rome, Italy. https://doi.org/10.4060/ca9229en

Green J.M.H., Sripanomyom S., Giam X. & Wilcove D.S. (2015) The ecology and economics of shorebird conservation in a tropical human-modified landscape. *Journal of Applied Ecology*, **52**, 1483–1491. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12508

Hannam K.M., Oring L.W. & Herzog M.P. (2003) Impacts of salinity on growth and behaviour of American avocet chicks. *Waterbirds*, **26**, 119–125. https://doi.org/10.1675/1524-4695(2003)026[0119:iosoga]2.0.co;2

He P., Melville D., Peng H.-B., Tan K., Chen Y. *et al*., (2016) Aquaculture pond banks as high-tide roosts: What physical characteristics are more attractive to shorebirds? *Stilt*, **69**, 62–65. Available at: https://awsg.org.au/wp-content/uploads/2020/11/Stilt-69-70.pdf

Jackson M.V. (2017) *Literature Review: Importance of Artificial Roosts for Migratory Shorebirds*, Report to Charles Darwin University. Available at: https://www.nespthreatenedspecies.edu.au/media/5svhfoaw/5-1-1-importance-of-artificial-roosts_-report_2017_low-res.pdf

Jackson M.V., Carrasco L.R., Choi C.-Y., Li J., Ma Z. *et al.,* (2019) Multiple habitat use by declining migratory birds necessitates joined-up conservation. *Ecology and Evolution*, **9**, 2505–2515. https://doi.org/10.1002/ece3.4895

Jackson M.V., Choi C.-Y., Amano T., Estrella S.M., Lei W. *et al.,* (2020) Navigating coasts of concrete: Pervasive use of artificial habitats by shorebirds in the Asia-Pacific. *Biological Conservation*, **247**, 108591. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108591

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1

Lafferty K.D., Goodman D. & Sandoval C.P. (2006) Restoration of breeding by snowy plovers following protection from disturbance. *Biodiversity & Conservation*, **15**, 2217–2230. https://doi.org/10.1007/s10531-004-7180-5

Lei W., Masero J.A., Dingle C., Liu Y., Chai Z. *et al.,* (2021) The value of coastal saltpans for migratory shorebirds: conservation insights from a stable isotope approach based on feeding guild and body size. *Animal Conservation*, **24**, 1071–1083. https://doi.org/10.1111/acv.12717

Lei, W., Masero, J.A., Piersma, T., Zhu, B., Yang, H.-Y. & Zhang, Z. (2018) Alternative habitat: the importance of the Nanpu Saltpans for migratory waterbirds in the Chinese Yellow Sea. *Bird Conservation International*, **28**, 549–566. https://doi.org/10.1017/S0959270917000508

Li D., Chen S., Lloyd H., Zhu S., Shan K. *et al*., (2013) The importance of artificial habitats to migratory waterbirds within a natural/artificial wetland mosaic, Yellow River Delta, China. *Bird Conservation International*, **23**, 184–198. https://doi.org/10.1017/s0959270913000099

Liang J., Tian J., Zuo P., Dai Z., Jiang W. *et al*., (2023) Wise use of coastal wetlands: 10-year reclamation vs. 3-year eco-governance in the Tiaozini Wetland, Jiangsu, China. *Frontiers in Marine Science*, **10**, 1147106. https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1147106

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6

Masero J.A., Perez-Hurtado A., Castro M. & Arroyo G.M. (2000) Complementary use of intertidal mudflats and adjacent salinas by foraging waders. *Ardea*, **88**, 177–191.

Medeiros R., Ramos J.A., Paiva V.H., Almeida A., Pedro P. *et al*., (2007) Signage reduces the impact of human disturbance on little tern nesting success in Portugal. *Biological Conservation*, **135**, 99–106. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.001

Paracuellos M. (2006) How can habitat selection affect the use of a wetland complex by waterbirds? *Biodiversity & Conservation*, **15**, 4569–4582. https://doi.org/10.1007/s10531-005-5820-z

Rocha A.R., Ramos J.A., Paredes T. & Masero J.A. (2017) Coastal saltpans as foraging grounds for migrating shorebirds: An experimentally drained fish pond in Portugal. *Hydrobiologia*, **790**, 141–155. https://doi.org/10.1007/s10750-016-3025-y

Rogers D. (2003) High-tide roost choice by coastal waders. *Wader Study Group Bulletin*, **100**, 73–79. Available at: https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/iwsgb/v100/p00073-p00079.pdf

Rosa S., Encarnação A.L., Granadeiro J.P. & Palmeirim J.M. (2006) High water roost selection by waders: Maximizing feeding opportunities or avoiding predation? *Ibis*, **148**, 88–97. https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2006.00497.x

Sánchez-Zapata J.A., Anadón J.D., Carrete M., Giménez A., Navarro J. *et al.,* (2005) Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: implications for the design of irrigation facilities. *Biodiversity & Conservation*, **14**, 1627–1639. https://doi.org/10.1007/s10531-004-0534-1

Sripanomyom S., Round P.D., Savini T., Trisurat Y. & Gale G.A. (2011) Traditional salt-pans hold major concentrations of overwintering shorebirds in Southeast Asia. *Biological Conservation*, **144**, 526–537. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.008

Sun Z., Sun W., Tong C., Zeng C., Yu X. *et al*., (2015) China's coastal wetlands: Conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. *Environment International*, **79**, 25–41. https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.02.017

Takekawa J.Y., Miles A.K., Schoellhamer D.H., Athearn N.D., Saiki M.K. *et al.,* (2006) Trophic structure and avian communities across a salinity gradient in evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia*, **567**, 307–327. https://doi.org/10.1007/s10750-006-0061-z

Velasquez C.R. (1992) Managing artificial saltpans as a waterbird habitat: species' responses to water level manipulation. *Colonial Waterbirds*, **15**, 43–55. https://doi.org/10.2307/1521353

Warnock N., Page G.W., Ruhlen T.D., Nur N., Takekawa J.Y. *et al*. (2002) Management and conservation of San Francisco Bay salt ponds: Effects of pond salinity, area, tide, and season on Pacific Flyway waterbirds. *Waterbirds*, **25**, Special publication 2, 79–92. Available at: https://www.jstor.org/stable/1522454

Wilson C.A. & Colwell M.A. (2010) Movements and fledging success of snowy plover (*Charadrius alexandrinus*) chicks. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, **33**, 331–340. https://doi.org/10.1675/063.033.0309

Wu Y., Chen Y., Li F., Shen T. & Nielsen S. (2022) Abundance- and incidence-based estimation of total number of rare species in under-sampled sites. *Applied Vegetation Science*, **25**, e12649. https://doi.org/10.1111/avsc.12649

Yu C., Ngoprasert D., Round P.D., Pierce A.J., Savini T. *et al*., (2019) Roost selection of the endangered spotted greenshank (*Tringa guttifer*) in critical habitat in the Inner Gulf of Thailand. *Avian Research*, **10**, Article 9. https://doi.org/10.1186/s40657-019-0148-7

Zharikov Y. & Milton D.A. (2009) Valuing coastal habitats: Predicting high-tide roosts of non-breeding migratory shorebirds from landscape composition. *Emu - Austral Ornithology*, **109**, 107–120. https://doi.org/10.1071/mu08017

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 12, v1.0

إرشادات حول إنشاء جزر للطيور الساحلية

Vanessa Cutts[1], Nigel G. Taylor[1], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[2] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, UK
2 Wetlands International, The Netherlands

جزيرة ملوثة مجروفة ومسطحات مد وجزر وغطاء نباتي من المانغروف تم إنشاؤها للطيور المائية في فلوريدا بالولايات المتحدة الأمريكية [المصدر: *Robin R. Lewis III*].

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024*) Guidance on creating islands for shorebirds.* Conservation Guidance Series No. 12, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/RQOK9592

الهدف: إنشاء أماكن آمنة لتعشيش وللمبيت لأجل الطيور

التعاريف

- **الرواسب المستخرجة من باطن الأرض** = الرواسب/الحطام المستخرج من قاع المسطحات المائية، مثل الموانئ والبحيرات والأنهار.
- **الجزر المستخرجة من باطن الأرض** = الجزر الاصطناعية التي يتم إنشاؤها بالتخلص من الرواسب المستخرجة من باطن الأرض بطريقة منظمة.
- **منطقة المد والجزر** = المنطقة الواقعة بين المد المرتفع والجزر المنخفض.
- **التعشيش** = عندما تضع الطيور بيضها وتحمي صغارها.
- **المجاثم =** عندما تستريح الطيور أو تنام أو تنظف ريشها، أي أن هذا سلوك يوفر الطاقة.
- **الطيور الساحلية** = الطيور من رتبة الخواضات؛ وتشمل الطيور الخواضة والنوارس والخراشن التي تستخدم الموائل الساحلية للتغذية والمبيت و/أو التعشيش.

1.الوصف

تاريخيًا، تم إنشاء الجزر التي تم تشكيلها من المواد المستخرجة من البحر كمنتج ثانوي للتخلص من الرواسب، ولكنها أثبتت منذ ذلك الحين أنها أماكن مهمة للطيور الساحلية التي تستقر وتستريح وتعشش وتبحث عن الطعام فيها (Buckley & McCaffrey, 1978; Yozzo *et al.*, 2004; Scarton *et al.*, 2013). فعلى سبيل المثال، في الولايات المتحدة الأمريكية، تم بناء أكثر من 2000 جزيرة في مصبات الأنهار في سواحل المحيط الأطلسي والخليج والتي تستخدمها الطيور الساحلية على نطاق واسع (Yozzo *et al.*, 2004). ونظرًا لأن الجزر تقع بعيدًا عن الشاطئ، فيمكنها أن توفر للطيور التي تبني أعشاشها فيها بعضًا من الحماية من الإزعاج، سواء من الحيوانات المفترسة أو من البشر (Goodship & Furness, 2022).

اعتمادًا على الأنواع المستهدفة، قد يلزم عمليات إدارة للنباتات الموجودة في الجزر التي تم تشكيلها (see Cutts *et al.*, 2024). إذ يمكن أن تكون الأشجار والشجيرات التي تستعمر الجزر مفيدة للطيور التي تبني أعشاشها في تيجان هذه الأشجار (Yozzo *et al.*, 2004)، ولكنها ستكون بمثابة رادع للطيور الساحلية، وخاصة طيور النورس والخراشن التي تفضل الأرض الجافة والمساحات المفتوحة للتكاثر (Conway *et al.*, 2005; Ausden, 2007).

وقد اقترح (Golder et al., 2008) أن إنشاء الجزر الاصطناعية من شأنه أن يشجع فقدان المواقع الطبيعية وشبه الطبيعية (أ) لأن الجزر الاصطناعية تستخدم الرواسب التي كان من الممكن استخدامها لإعادة شحن المواقع الطبيعية، و(ب) لأنها تعطي الانطباع بأن أي فقدان للمواقع الطبيعية يمكن تعويضه بسهولة. ونحن لا نعلم أي دليل يدعم هذه الافتراضات.

2 .أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

الطيور: في جميع أنحاء العالم، ثبت أن الجزر التي تم إنشاؤها من المواد المستخرجة تدعم أنواع الطيور الساحلية كمواقع للتكاثر أو المبيت (Buckley & McCaffrey, 1978; Landin & Soots, 1978; Parnell *et al.*, 1986; Burton *et al.*, 1996; Powell & Collier, 2000; Erwin *et al.*, 2003; Yozzo *et al.*, 2004; Akers & Allcorn, 2006; Aulert *et al.*, 2012; Scarton *et al.*, 2013; Chan *et al.*, 2019). تشمل الطيور الساحلية المعروفة بالتكاثر على الجزر المصنوعة من مواد التجريف طائر الزقزاق المطوق الصغير *Charadrius dubius* (Aulert *et al.*, 2012)، وطائر الزقزاق الثلجي *Charadrius nivosus* (Powell & Collier, 2000)، والنورس ذو الظهر الأسود الكبيرة *Larus marinus* (Martin & Randall, 1987; Quinn & Sirdevan, 1998). والنورس القزويني *Hydroprogne caspia* (Aulert *et al.*, 2012). وقد أفادت دراسة أجريت في فرنسا (Aulert *et al.*, 2012) أنه على الرغم من استخدام الطيور الساحلية لجزيرة مبنية ومناطق أخرى مبنية للراحة والمبيت، إلا أن هذه التشكيلات لم تعوض بشكل كامل (من حيث أعداد الطيور الساحلية) عن فقدان منطقة الراحة في البحر المفتوح بسبب أنشطة تطوير الميناء.

في مستنقعات Mai Po في هونغ كونغ، تم إنشاء جزر منخفضة الارتفاع في بحيرة ضحلة ووفرت موقعًا للمبيت أثناء المد المرتفع طوال موسم الأمطار الصيفي. وقد أدى هذا إلى بقاء طيور الطياطي الرملية *Xenus cinereus* (غير البالغة) في عامها الأول لتقضي الصيف في المنطقة. في السابق، كانت جميع برك الاستزراع المائي حول خليج Deep تُحافظ على المياه العميقة طوال الصيف، وعلى الرغم من توفر مسطحات المد والجزر للبحث عن الطعام، إلا أنه لم يكن هناك مكان للراحة عند ارتفاع المد ولم تكن المنطقة تحتوي على طيور خواضة تقضي الصيف في المنطقة (David Melville, pers. comm.).

3.العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

المساحة: قد يختلف الحجم الأمثل للجزيرة حسب الأنواع. يمكن للجزر الأكبر أن تدعم عددًا أكبر من الطيور، ولكن الجزر الأصغر قد تكون كملجأ لأفراد الطيور. لذلك، فإن وجود مجموعة من الجزر متنوعة في الأحجام هو أمر مثالي إذا كانت هناك خطة لإنشاء جزر متعددة. تتراوح مساحة الجزر الناتجة من التجريف في مصبات الأنهار على ساحل المحيط الأطلسي وساحل الخليج في الولايات المتحدة الأمريكية من 1 إلى 80 هكتارًا (Yozzo *et al*., 2004).

الارتفاع: إذا كان المقصود من استخدام الجزر أن تكون كمواقع للمبيت، فيجب أن تكون ذات منسوب مرتفع بما يكفي بحيث لا تغمرها حركات المد والجزر بشكل متكرر. وإذا كان المقصود من استخدام الجزر أن تكون مواقع للتكاثر والتفريخ، فيجب أن تكون مرتفعة بما يكفي بحيث لا تغمرها حركات المد والجزر مطلقًا - على الأقل خلال موسم التكاثر. يجب الأخذ بالاعتبار التأثير المحتمل لارتفاع مستوى سطح البحر في المستقبل وتأثيرات تغير المناخ (والعواصف المرتبطة به).

الشكل العام: توفر المنحدرات الضحلة فرصًا لإنشاء أو تطوير مسطحات المد والجزر أو المستنقعات المالحة. قد تكون الجزر المفتوحة ذات القمة المسطحة والمنحدرة بشكل خفيف مفضلة للأنواع التي تتجمع في أسراب كبيرة ومحكمة مثل طيور آكل المحار والطياطي (التوصية الواردة في.Burton *et al.*, 1996). توفر الجزر ذات السفوح شديدة الانحدار مزيدًا من المأوى للأنواع التي تتجمع في أسراب صغيرة أو غير متجمعة، مثل طائر طيور حمراء الساق الشائع *Tringa totanus* (التوصية الواردة في Burton *et al*., 1996).

الرواسب: قد يؤثر حجم حبيبات الرواسب على ما إذا كانت الطيور الساحلية تستخدم الجزر وكيف تستخدمها. تشير الأدلة من أعشاش طيور الخرشنة الصغيرة *Sterna antillarum* والخرشنة ذات المنقار النورسي *Sterna nilotica* وطيور العجهوم الأسود *Rhyncops niger* المعششة على المواد المستخرجة من البحر، إلى أن بقايا الأصداف داخل الطبقة الأرضية مفيدة لأنها قد تلعب دورًا في تمويه البيض ومكافحة الغطاء النباتي الغازي (Mallach & Leberg, 1999). قد تغزو النباتات الضارة الطبقات الأرضية الناعمة بينما قد تقاوم الطبقات الخشنة غزو النباتات بشكل أفضل (Powell & Collier, 2000).

الغطاء النباتي: تؤثر كمية الغطاء النباتي في موقع ما على كيفية استخدام الطيور له، على الرغم من أن الكمية المفضلة من النبت تختلف بين الأنواع وفيما إذا كان الموقع يستخدم للتعشيش أو للمبيت. لقد وجدت إحدى الدراسات حول استخدام الجزر كموائل للتكاثر أن الطيور الساحلية كانت ذات فرص أكبر للتعشيش على الجزر ذات الغطاء النباتي المبعثر مقارنة بالجزر ذات الغطاء النباتي الكثيف (Burgess & Hirons, 1992). في موقع في المملكة المتحدة ذو جزر حصوية تم تشكيلها اصطناعيًا، كان يُعتقد أن قلة استخدامها من قبل الطيور الساحلية (النوارس والخراشن) يرجع إلى سيادة النباتات الخشبية على مدى 25 عامًا (Akers & Allcorn, 2006).

المسافة إلى منطقة التغذية: تميل الطيور الساحلية إلى المبيت في المناطق القريبة من موائل التغذية (*Zharikov & Milton,2009*) حيث يقلل هذا القرب من استهلاك الطاقة على التنقل بين المواقع. على سبيل المثال، بالنسبة لطائر خضراء الساق الرقطاء *Tringa guttifer*، كانت المجاثم في البُرك الاصطناعية تبعد حوالي كيلومتر واحد عن مواقع التغذية (Yu *et al.*, 2019). كذلك بالنسبة لطيور آكل المحار الأوراسي *Haematopus ostralegus* في بحر وادّن Wadden، كانت أماكن المبيت والراحة على بعد حوالي 2-4 كم من مواقع التغذية (Bakker *et al*., 2021).

إمكانية الوصول: قد تكون الجزر القريبة من اليابسة و/أو الموجودة في المياه الضحلة أكثر سهولة في الوصول إليها بالنسبة للكائنات البرية، وخاصة عند انخفاض المد (Landin & Soots, 1978). ويشمل ذلك الحيوانات البرية مثل الثعالب والجرذان والقطط والكلاب المنزلية والبشر - والتي قد تفترس الطيور الساحلية و/أو تزعجها.

المنافسة والافتراس: يمكن لأنواع الطيور الساحلية الأكبر حجمًا أن تقلل من قيمة الجزر الاصطناعية للطيور الساحلية المستهدفة. على سبيل المثال، قد تنشئ طيور النورس مستعمرات تكاثر في وقت أبكر من كل عام مقارنة بطيور الخراشن، وبالتالي لا تشجع

طيور الخراشن على استخدام نفس الجزيرة (Quinn *et al*., 1996). قد تتغذى طيور النورس أيضًا على بيض وفراخ الطيور الساحلية الأصغر حجمًا (Quinn *et al*., 1996). يمكن استخدام إجراءات مختلفة لاستبعاد الطيور التي تسبب بالمشاكل للأنواع الأخرى المهمة أو لحماية الأعشاش (Williams *et al*., 2013). فعلى سبيل المثال، في كندا، أدى تغطية الجزر بغطاء بلاستيكي في وقت مبكر من موسم التكاثر إلى تثبيط تعشيش طيور النورس والحفاظ على توافر الموائل لطيور الخراشن (Quinn & Sirdevan 1998). كما يمكن أن تشكل الثدييات المفترسة أيضًا مشكلة للطيور الساحلية. في جزر الحفر في ماريلاند بالولايات المتحدة الأمريكية، تم التخفيف من افتراس الثعالب لطيور الخراشن من خلال الصيد بالفخاخ، جنبًا إلى جنب مع برنامج تعليمي لتوعية العموم وتقليل مخاوفهم (Erwin *et al.*, 2007).

الموائل الحالية: في المناطق التي يوجد بها بالفعل الكثير من الموائل المناسبة للطيور الساحلية، قد لا يكون هناك الكثير من المكاسب من إنشاء جزر جديدة. لقد اقترح الباحثون في الولايات المتحدة الأمريكية أن جزر التجريف تُستخدم على نطاق واسع فقط عندما لا تتوفر مواقع بديلة (Landin & Soots, 1978).

استخدام عوامل الجذب: قد تتردد الطيور الساحلية في استخدام المواقع التي تم إنشاؤها حديثًا. يمكن استخدام الطعوم ومجسمات الطيور و/أو الأصوات كعوامل جذب لها (Williams *et al*., 2013). فعلى سبيل المثال، أفادت دراسة أجريت في الولايات المتحدة الأمريكية أن طيور خرشنة فورستر *Sterna forsteri* لا تبدأ في التعشيش على التشكيلات الاصطناعية إلا بعد إضافة الطعوم والأصوات (Ward *et al*., 2011).

4.التنفيذ

يتم توفير الرواسب من عمليات التجريف الهادفة للحفاظ على البنية التحتية الحضرية والنشاطات البشرية وممرات النقل، مثل الموانئ والقنوات المائية (Sheehan & Harrington, 2012). يمكن إنشاء الجزر عن طريق حصر وتجميع الرواسب المستخرجة من الحفر في مكان واحد باستخدام، على سبيل المثال، الأنقاض أو الحواجز الخشبية أو عن طريق زراعة النباتات حولها (Yozzo *et al*., 2004; Scarton *et al.*, 2013). هناك حاجة إلى التخطيط الدقيق للتأكد من عدم جرف الرواسب في غضون بضع سنوات (Chi-Yeung Choi, pers. comm.). إنه من المنطقي عمومًا الاستثمار في الحماية على الجانب المواجه للرياح من الجزر، على سبيل المثال في شكل سدود أو حواجز أمواج. ويجب التفكير فيما إذا كان غياب الجزر القائمة مؤشرًا على مستويات الطاقة العالية التي من شأنها أن تؤدي إلى تآكل سريع (Golder *et al*., 2008). إن الرواسب الدقيقة (الطين أو الطمي أو الرمل الناعم) تكون أكثر عرضة للتآكل والتعرية بفعل الرياح ويلزمها للاستقرار وقتًا أطول من الرواسب الخشنة (Golder *et al*., 2008). يمكن تثبيت الرواسب الدقيقة عن طريق خلطها برواسب أكثر خشونة أو رمل، أو عن طريق ترسيب مادة خشنة في الأعلى (Landin & Engler 1986; Golder *et al*., 2008). كما يمكن تثبيت الرواسب الدقيقة عن طريق خلطها برواسب أكثر خشونة أو رمل، أو عن طريق ترسيب مادة خشنة في الأعلى (Golder *et al*., 2008).

وقد اقترح أن الطيور الساحلية التي تقوم بالتغذية تنجذب إلى المياه العذبة الراكدة على جزر التجريف، إذا كانت تحتوي على الكثير من يرقات البعوض (Parnell *et al*., 1986). وقد يكون دمج البرك في تصميم جزيرة التجريف مفيدًا للطيور الساحلية.

إذا تم إنشاء الجزر بالقرب من المواقع الحالية التي تستخدمها الطيور الساحلية، فيجب تجنب موسم التكاثر، وذلك كون أن هذه الطيور تكون حساسة بشكل خاص للإزعاج (Golder *et al*., 2008). إن وجود تشكيلات البنية الأساسية، مثل المطارات أو توربينات الرياح، والتي تشكل خطر لاصطدام الطيور، يمكن أن يحد من جدوى إنشاء الجزر (Climate-ADAPT 2023).

يجب توخي الحذر من أن المواد المستخرجة من الحفر قد تكون ملوثة بالمعادن الثقيلة والملوثات العضوية الثابتة (POPs)، والتي يمكن أن تمتصها النباتات وأشكال الحياة البرية الأخرى. لذلك يمكن تغطية الرواسب الملوثة بطبقة نظيفة، ويفضل أن يكون سمكها 60 سم على الأقل (Yozzo *et al.*, 2004).

كتكلفة استدلالية لإنشاء الجزيرة، بلغت تكلفة جزيرة واحدة بمساحة 200 × 325 مترًا قبالة الساحل الشمالي لفرنسا 8 ملايين يورو (حوالي 8 ملايين دولار أمريكي؛ سعر التحويل في فبراير 2024) في عام 2005 (Aulert *et al*., 2012).

حالة دراسية: منطقة Marker Wadden، Markermeer، هولندا

يُعد أرخبيل Marker Wadden الذي تم إنشاؤه من قبل الإنسان متكونًا من خمس جزر في بحيرة Markermeer في هولندا. وتغطي الجزر مساحة 1300 هكتار (باستثناء جزيرتين قيد الإنشاء في عام 2023). تُستخدم الجزر للترفيه ولكن هناك قواعد صارمة للزوار. توجد أرصفة وممرات ونقاط مراقبة الطيور للزوار.

تم إنشاء بحيرة Markermeer في عام 1976 عندما تم بناء سد يربط بين مدينتي Enkhuizen و Lelystad الساحليتين، مما أدى إلى عزل بحيرة Markermeer عن المياه المفتوحة. أدى ضعف التيارات إلى تراكم الطمي في قاع البحيرة. إن الطمي المتراكم يضطرب بسبب الأمواج الناجمة عن الرياح والتيارات، مما يجعل المياه عكرة مع عواقب وخيمة على شبكة الغذاء. من أجل ذلك، وكوسيلة لاستعادة التوازن البيئي، تم إنشاء خمس جزر من المواد المستخرجة، والهدف هو وقف تدهور النظام البيئي واستعادة التنوع البيولوجي الأصلي.

كيف تم إنشاء الجزر

بدأت أعمال البناء في مايو 2016. وتم تجريف ما مجموعه 30 مليون متر مكعب من الرواسب (الرمل والطمي والطين) من بحيرة Markermeer لإنشاء الجزر. وشملت المعدات المستخدمة جرافة شفط قاطعة من طراز Edax، ورصيف رش، وثلاث سفن رافعة ومعدات لتحريك التربة. أولاً، تم بناء سدود حلقية من الرمل، حيث تم رش مادة التجريف فيها. تم ترسيب هذه المادة في طبقات، مما يسمح للرواسب بالتماسك قبل إضافة طبقة جديدة حتى أصبحت الجزر فوق مستوى سطح البحر. استقرت جزيئات الرواسب الرملية الأكبر حجمًا بالقرب من فوهة الرش، بينما انتشرت الرواسب الدقيقة والطمية بعيدًا، مما أدى إلى تكوين نسيج في قاع البحيرة. جفت الطبقة العليا من الرواسب لتكوين قشرة سطحية. تم بناء تلال رملية في الماء في الجزء الخلفي من الجزر مما أدى إلى تشكل تدرج انتقالي من الأرض إلى الماء، مع وجود الجداول والمستنقعات من المياه الصافية. كان هناك هبوط أولي للرواسب (1.7 م)، وخاصة في الأشهر الثلاثة الأولى بعد الردم، ولكن هذا استمر لمدة 2.5 سنة.

تراكم الطمي على الجانب المحمي من الأرخبيل، حيث يمكن استخدام هذا الطمي للصيانة في المستقبل. الجزر محمية من الطقس العاصف بحواف رملية. ومع ذلك، كشفت بعض القياسات أن الرمال يمكن أن تضيع جانبيًا، مما يتسبب في انزياح وتغير موقع الجزر نسبيا.

التطور البيولوجي

تم إنشاء نبات القصب *Phragmites communis* يدويًا من خلال البذر وزرع الجذامير ونشر قصاصات العشب. تتشكل الجذور في نبات القصب بسرعة مما كان له تأثير مقوي على التربة. نمت النباتات الرائدة من أنواع *Tephroseris palustris* و *Oxybasis rubra* على الفور تقريبًا في المناطق الضحلة من نطاق المد والجزر. تمكنت أفراد طيور الأوز من المشي على طبقة القشرة الجافة في غضون أسابيع قليلة. كما تطورت النباتات المائية المغمورة بعد عام تقريبًا، بما في ذلك أنواع الأعشاب المائية *Potamogeton* spp. و *Chara* spp. و *Myriophyllum spicatum*.

في عامي 2020 و2021، أي بعد أربع سنوات من بدء البناء، كان هناك 43 و47 نوعًا من الطيور المفرّخة على الجزر، على التوالي. كانت أنواع الطيور التي تُفرّخ على الرمال العارية هي أول من استقر فيها، على سبيل المثال الخرشنة الشائعة *Sterna hirundo* وطيور النكات *Recurvirostra avosetta* وطيور الزقزاق الإسكندري *Anarhynchus alexandrinus* (نادر). كما تم تسجيل أنواع من العصفوريات والبط، بما في ذلك أول زوج مفرّخ من البط طويل الذيل *Clangula hyemalis* في هولندا. تعمل الجزر بمثابة نقاط انطلاق بين المستنقعات القريبة.

لقد أدت العناصر الغذائية المنبعثة من المواد المستخرجة إلى وجود كثافة مرتفعة من بكتيريا الكبريت الخيطية *Thioloca spp.* مقارنة بالمنطقة المحيطة. ولكن دورها في شبكة الغذاء لم يزل غير واضح.

المصادر:

KIMA (2022); Video: Marker Wadden – Positive impetus to the ecology of the Markermeer Lake (youtube.com/watch?v=3I0lJhZdUOc).

5.مصادر أخرى للمعلومات

الوثائق

إرشادات حول العمل مع المواد المستخرجة من البحر في البيئات الساحلية:

Manning W., Scott C. & Leegwater E. (2021) *Restoring Estuarine and Coastal Habitats with Dredged Sediments: A Handbook.* Environment Agency: Bristol, UK. Available at: https://catchmentbasedapproach.org/learn/restoring-estuarine-and-coastal-habitats-with-dredged-sediment/

إرشادات حول إدارة الموائل للطيور الساحلية الجاثمة:

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1

مراجعات للعوامل التي تؤثر على كيفية استعمال الطيور للمناطق الرطبة:

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6

الفيديوهات

لقطات من مسيَّرة بدون طيار لرش المواد المستخرجة من المملكة المتحدة:

Pullen J. (2021, November 05) *MHPT, Harwich HA, Environment Agency, RSPB* [video]. YouTube. www.youtube.com/watch?v=tb1ko3yesOM

لقطات من مسيَّرة بدون طيار لوضع الرمال باستخدام خط أنابيب عائم في المملكة المتحدة:

Pullen J. (2021, November 17) Cob marsh sand placement [video]. YouTube. www.youtube.com/watch?v=nFlAbRl-lQ0

المراجع

Akers P. & Allcorn R.I. (2006) Re-profiling of islands in a gravel pit to improve nesting conditions for terns *Sterna* and small gulls *Larus* at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. *Conservation Evidence*, **3**, 96–98. Available at: https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2236

Aulert C., Provost P., Bessineton C. & Dutilleul C. (2009) Les mesures compensatoires et d'accompagnement Port 2000 : Retour d'expériences. (Experience of mitigation measures and environmental accompanying works at Port 2000). *Sciences Eaux & Territoires*, Spécial Ingénieries-EAT-29, 55–72. Available at: https://revue-set.fr/article/view/6319

Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press: New York.

Bakker W., Ens B.J., Dokter A., van der Kolk H.-J., Rappoldt LK. *et al.* (2021) Connecting foraging and roosting areas reveals how food stocks explain shorebird numbers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **259**, 107548. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107458

Buckley F.G. & McCaffrey C.A. (1978) *Use of Dredged Material Islands by Colonial Seabirds and Wading Birds in New Jersey*. Final Report: June 1978. U.S. Waterways Experiment Station: Vicksburg, Mississippi. Available at: https://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc957904/

Burgess N.D. & Hirons G.J.M. (1992) Creation and management of artificial nesting sites for wetland birds. *Journal of Environmental Management*, **34**, 285–295. https://doi.org/10.1016/S0301-4797(11)80004-6

Burton N.H.K., Evans P.R. & Robinson M.A. (1996) Effects on shorebird numbers of disturbance, the loss of a roost site and its replacement by an artificial island at Hartlepool, Cleveland. *Biological Conservation*, **77**, 193–201. https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00143-3

Chan Y.-C., Peng H.-B., Han Y.-X., Chung S.S.-W., Li J. *et al*. (2019) Conserving unprotected important coastal habitats in the Yellow Sea: Shorebird occurrence, distribution and food resources at Lianyungang. *Global Ecology and Conservation*, **20**, e00724. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00724

Climate-ADAPT (2023) Saltmarsh recreation by managed realignment, Hesketh Out Marsh – UK. Available at: https://climate-adapt.eea.europa.eu/en/metadata/case-studies/saltmarsh-recreation-by-managed-realignment-hesketh-out-marsh-uk/.

Conway W.C., Smith L.M. & Ray J.D. (2005) Shorebird habitat use and nest-site selection in the Playa Lakes Region. *Journal of Wildlife Management*, **69**, 174–184. https://doi.org/10.2193/0022-541x(2005)069%3C0174:shuans%3E2.0.co;2

Cutts V., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on managing/clearing vegetation for shorebirds*. Conservation Guidance Series No. 13, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/XDII3282

Golder W., Allen D., Cameron S. & Wilder T. (2008) *Dredged Material as a Tool for Management of Tern and Skimmer Nesting Habitats*. Technical note: ERDC TN-DOER-E24. U.S. Army Engineer Research And Development Center: Vicksburg, USA. http://hdl.handle.net/11681/8757

Goodship N.M. & Furness R.W. (2022) *Disturbance Distances Review: An Updated Literature Review of Disturbance Distances of Selected Bird Species*. NatureScot Research Report 1283. Available at: https://www.nature.scot/doc/naturescot-research-report-1283-disturbance-distances-review-updated-literature-review-disturbance

KIMA (2022) *Marker Wadden: Results of the First Five Years of Research. English Summary of the Final Report*, EcoShape – Building with Nature. Available at: https://waterinfo-extra.rws.nl/projecten/lijst-projecten/kennis-marker-wadden/kennis-innovatieprogramma-marker-wadden/final-results/

Landin M.C. (1986) *Environmental Effects of Dredging: Building, Developing, and Managing Dredged Material Islands for Bird Habitat.* Technical note EEDP-07-1. Army Engineer Waterways Experiment Station: Vicksburg, Mississippi. Available at: https://apps.dtic.mil/sti/tr/pdf/ADA292673.pdf

Landin M.C. & Soots R.F. (1978) Colonial bird use of dredged material islands: A national perspective. *Proceedings of the Colonial Waterbird Group*, **1**, 62–72. https://doi.org/10.2307/1520902

Mallach T.J. & Leberg P.L. (1999) Use of dredged material substrates by nesting terns and Black Skimmers. *The Journal of Wildlife Management*, **63**, 137–146. https://doi.org/10.2307/3802494

Martin A.P. & Randall R.M. (1987) Numbers of waterbirds at a commercial saltpan, and suggestions for management. *South African Journal of Wildlife Research*, **17**, 74–81. https://hdl.handle.net/10520/AJA03794369_3531

Parnell J.F., Needham R.N., Soots R.F., Fussel J.O., Dumond D.M. *et al.* (1986) Use of dredged-material deposition sites by birds in coastal North Carolina, USA. *Colonial Waterbirds*, **9**, 210–217. https://doi.org/10.2307/1521215

Powell A.N. & Collier C.L. (2000) Habitat use and reproductive success of western Snowy Plovers at new nesting areas created for California Least Terns. *The Journal of Wildlife Management*, **64**, 24–33. https://doi.org/10.2307/3802971

Quinn J.S., Morris R.D., Blokpoel H., Weseloh D.V. & Ewins P.J. (1996) Design and management of bird nesting habitat: tactics for conserving colonial waterbird biodiversity on artificial islands in Hamilton Harbour, Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**, 45–57. https://doi.org/10.1139/f95-260

Quinn J.S. & Sirdevan J. (1998) Experimental measurement of nesting substrate preference in Caspian Terns, *Sterna caspia,* and the successful colonisation of human constructed islands. *Biological Conservation*, **85**, 63–68. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00142-0

Scarton F., Cecconi G. & Valle R. (2013) Use of dredge islands by a declining European shorebird, the Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. *Wetlands Ecology and Management*, **21**, 15–27. https://doi.org/10.1007/s11273-012-9276-0

Sheehan C. & Harrington J. (2012) Management of dredge material in the Republic of Ireland – A review. *Waste Management*, **32**, 1031–1044. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.014

Ward M.P., Semel B., Jablonski C., Deutsch C., Giammaria V. *et al*. (2011) Consequences of using conspecific attraction in avian conservation: A case study of endangered colonial waterbirds. *Waterbirds*, **34**, 476–480. https://doi.org/10.1675/063.034.0410

Williams D.R., Pople R.G., Showler D.A., Dicks L.V., Child M.F. *et al*. (2013) *Bird Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions.* Pelagic Publishing: Exeter. Available at: https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/2

Yozzo D.J., Wilber P. & Will R.J. (2004) Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. *Journal of Environmental Management*, **73**, 39–52. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.05.008

Yu C., Ngoprasert D., Round P.D., Pierce, A.J., Savini, T. & Gale, G.A. (2019) Roost selection of the endangered Spotted Greenshank (*Tringa guttifer*) in critical habitat in the Inner Gulf of Thailand. *Avian Research*, **10**, 9. https://doi.org/10.1186/s40657-019-0148-7

Zharikov Y. & Milton D.A. (2009) Valuing coastal habitats: predicting high-tide roosts of non-breeding migratory shorebirds from landscape composition. *Emu - Austral Ornithology*, **109**, 107–120. https://doi.org/10.1071/MU08017

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

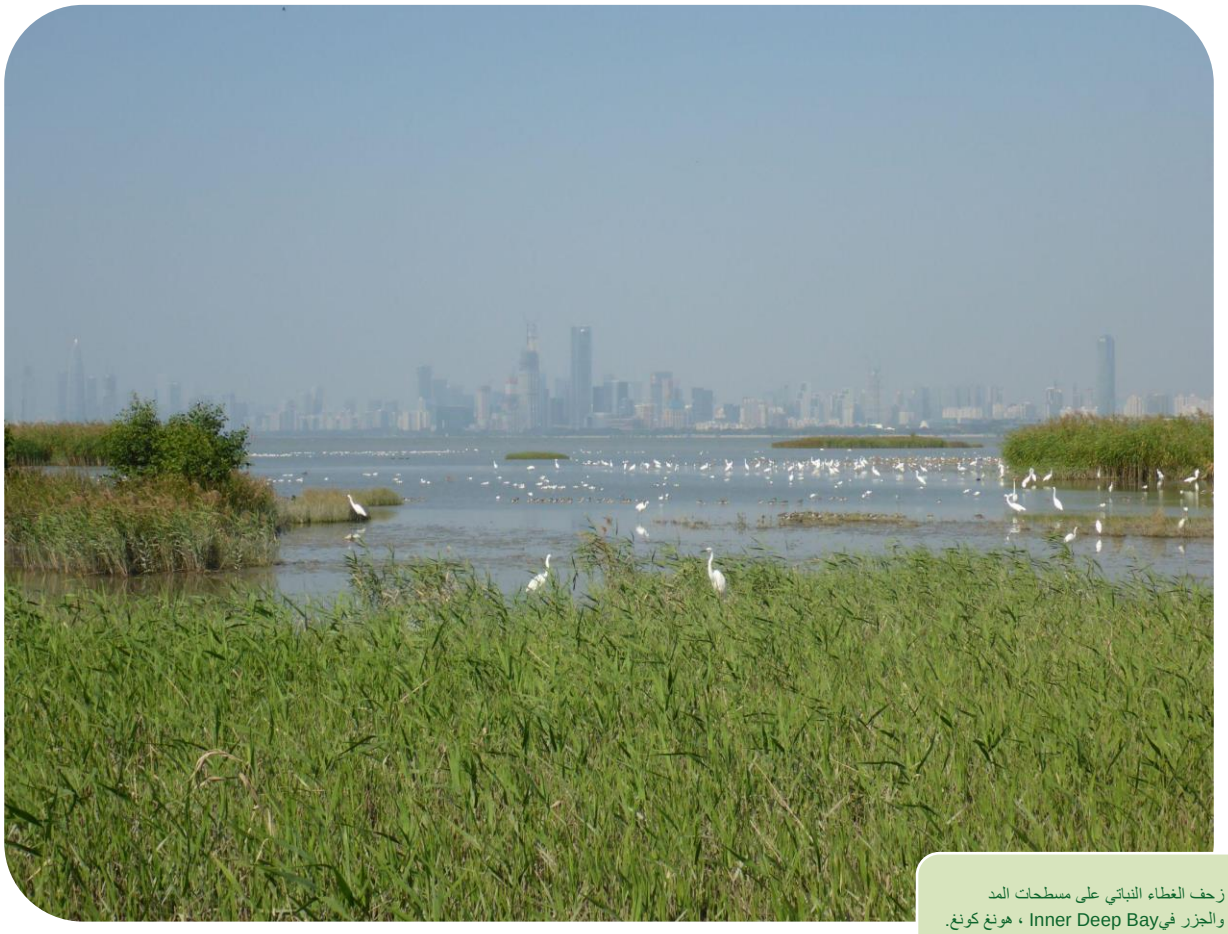
إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 13, v1.0

إرشادات حول إدارة/إزالة الغطاء النباتي لأجل الطيور الساحلية

Vanessa Cutts[1], Lorenzo Gaffi[2], Ward Hagemeijer[2] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, UK
2 Wetlands International, The Netherlands



زحف الغطاء النباتي على مسطحات المد والجزر في Inner Deep Bay ، هونغ كونغ.
[مصدر: David S. Melville]

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on managing/clearing vegetation for shorebirds*. Conservation Guidance Series No. 13, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/XDII3282

الهدف: الحفاظ على مساحة مفتوحة للطيور

التعاريف

- **التعشيش** = عندما تضع الطيور بيضها وتحمي صغارها.
- **المبيت / الجثوم** = عندما تستريح الطيور أو تنام أو تنظف ريشها، أي أن هذا سلوك يوفر الطاقة.
- **الحفر/** المنخفضات الأرضية= المنخفضات الضحلة ذات الجوانب المنحدرة بلطف والتي تحتفظ بالمياه بشكل متقطع.
- **الطيور الساحلية** = الطيور من رتبة الخواضات؛ وتشمل الطيور الخواضة والنوارس والخراشن التي تستخدم الموائل الساحلية للتغذية والمبيت و/أو التعشيش.

1. الوصف

يؤثر الغطاء النباتي على كيفية استخدام الطيور الساحلية والطيور المائية الأخرى للمستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر. وتختلف متطلبات الطيور الساحلية فيما يتعلق بالتعشيش والمبيت والبحث عن الطعام، وتختلف هذه المتطلبات أيضًا بين الأنواع (Ma *et al.*, 2010). وقد تكون إدارة الغطاء النباتي ضرورية لإنشاء مواقع مناسبة للتعشيش والمبيت والبحث عن الطعام إذا لم تكن هناك بدائل متاحة.

تنمو النباتات عندما تكون مستويات المياه منخفضة، ولكن هذا قد يتعارض مع متطلبات الطيور الساحلية من المياه الضحلة (للمبيت والراحة) ومن الأسطح الجافة (للتعشيش). لذلك، اعتمادًا على الأنواع المستهدفة/السلوك، قد يكون من الضروري إزالة الغطاء النباتي بانتظام للحفاظ على الأراضي العارية المفتوحة وقد يلزم اقتران ذلك بالفيضانات والصرف المنتظمين. ولكن يجب توخي الحذر خلال فترة التعشيش لتجنب انجراف الأعشاش بعيدًا مع مياه الفيضان.

هناك بعض الأمور المهمة التي يجب مراعاتها وتقييمها أولاً قبل اتخاذ هذا الإجراء، مثل حقيقة أن موئل المستنقعات المالحة قد لا يكون موقعًا مناسبًا للمبيت والاستراحة إلا لبضعة أيام في دورة المد والجزر بأكملها لأن المد المرتفع سوف يغمره لمعظم الأيام (Chi-Yeung Choi, pers. comm.).

2. أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

الطيور: عندما تستريح الطيور الساحلية، تكون أكثر وفرة عندما يكون هناك غطاء نباتي غير كثيف (Jackson *et al.*, 2019). وعند البحث عن الطعام، يمكن أن يمنع الغطاء النباتي الكثيف الوصول للغذاء (Bancroft *et al.*, 2002). أما عندما يتعلق الأمر بالتكاثر، فتختلف الاحتياجات بين الأنواع. حيث تفضل العديد من أنواع الطيور الساحلية التعشيش في المناطق المفتوحة غير المزروعة وفي أماكن المنخفضات الضحلة على الأرض في المناطق الساحلية (Conway *et al.*, 2005; Ausden, 2007)، وخاصة طيور النوارس والخراشن. بينما تفضل بعض الأنواع الأخرى الغطاء الخفيف أو حتى الغطاء الكامل، مثل أنواع الطيور الساحلية التي تفرخ في المناطق القطبية الشمالية، وطيور القوق أسود الذيل (القوق الأشعل) *Limosa limosa*، والزقزاق الشامي *Vanellus vanellus*، والكروان الأوراسي *Numenius arquata* (Ward Hagemeijer, pers. comm.). ولبعض الأنواع فيتم تجنب الغطاء النباتي الكثيف. في الموائل الساحلية مثل المستنقعات المالحة ومسطحات المد والجزر، تتجه معظم الأنواع نحو الأطراف "المفتوحة" ضمن مقياس تفضيلها لموئل التكاثر. في موقع في تكساس بالولايات المتحدة الأمريكية، انتقلت مستعمرة كاملة من طيور النورس القزويني *Sterna caspia* إلى منطقة تم فيها إزالة الغطاء النباتي وتم تنعيم الرمال باستخدام جرار (Roby *et al.*, 2002). كما وجدت دراسة في كندا أن طيور الخرشنة الشائعة *Sterna hirundo* تعشش بكثافة أعلى في المواقع التي أضيفت إليها كتل مكسوة بالطحالب من الحجر والأخشاب الطافية، ولكنها كانت نادرًا ما تعشش في مواقع ذات طبقات من الحصى أو في أرض عارية. في موقع في المملكة المتحدة، تضاعف عدد طيور الزقزاق المطوّق *Charadrius hiaticula* وطائر آكل المحار الأوراسي *Haematopus ostralegus* وطائر الزقزاق الشامي بعد إزالة الغطاء النباتي من مساحة 465 مترًا مربعًا (Wilson, 2005). وقد وجدت الدراسات التي أجريت على الجزر أن أعداد الطيور كانت أعلى عندما أزيلت النباتات (Akers &

(Allcorn, 2006، أو عندما كان الغطاء النباتي غير كثيف (Burgess & Hirons, 1992). ووجدت إحدى الدراسات أن طيور الخرشنة السخماء *Sterna fuscata* لم تعشش عندما أزيل كل الغطاء النباتي، ولكنها عششت عندما أزيل الغطاء النباتي جزئيًا (Saliva & Burger, 1989). أما طيور النورس السوندرزي *Saundersilarus saundersi* في محمية Shuangtaizehekou NNR، Liaoning، الصين، فقد عششت في مناطق تم فيها خلال فصل الشتاء إزالة الأفرع الطويلة (حوالي متر واحد) الميتة لنبات السوادة *Suaeda salsa* من نموات موسم النمو السابق، ولكنها تجنبت المناطق التي بقيت فيها الأفرع. لقد استمرت عمليات إزالة الغطاء النباتي في الشتاء في المحمية لأكثر من 20 عامًا (David Melville, pers. comm.).

غالبًا ما تفضل الطيور الساحلية المبيت في الأماكن المفتوحة، مثل طيور الطيطوى حادة الذيل Calidris acuminata التي تبيت في مستنقع ملحي في Goolwa، جنوب أستراليا [المصدر: Micha V. Jackson].

3. العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

مستوى المياه: يؤثر عمق المياه على كمية ونوع الغطاء النباتي الذي سينمو. تشير بعض الأدلة إلى أن وفرة الطيور مرتبطة بشكل أقوى بمستوى المياه مقارنة بالغطاء النباتي (Bancroft *et al.*, 2002)، وبالتالي يجب مراعاة مستوى المياه جنبًا إلى جنب مع إدارة الغطاء النباتي.

4. التنفيذ

الإزالة اليدوية: يمكن إزالة النباتات يدويًا أو باستخدام الآلات. يمكن استخدام الآلات الثقيلة لكشط الغطاء النباتي وإزالة المخلفات الخشبية وإزالة النباتات، على سبيل المثال، يمكن استخدام الجرافات (Roby *et al.*, 2002) أو الجرارات (Wilson, 2005) لإنشاء مسطحات رملية عارية. يمكن بعد ذلك استخدام الآلات لتسوية المسطحات الرملية العارية من أجل إنشاء موئل تعشيش جذاب (Roby *et al.*, 2002).

الفيضانات: يمكن أيضًا كبح وتحجيم الغطاء النباتي عن طريق الفيضانات. تفيد الفيضانات اللافقاريات الكبيرة الموجودة في الطين، لذلك عندما يتم تصريف المياه، تكون متاحة بسهولة كغذاء للطيور الساحلية (Jackson & Straw, 2021). ومع ذلك، يمكن لبعض النباتات البقاء على قيد الحياة مع فترات طويلة من الفيضانات، مثل نبات القصب الشائع Phragmites australis (ما لم يكن مغمورًا بالكامل، مما سيؤدي في النهاية إلى قتله؛ Malcolm Ausden, pers. comm.) أو عشبة *Spartina alterniflora*، وفي هذه الحالة قد تكون الإزالة الفعلية مطلوبة أيضًا (انظر Cutts *et al.*, 2024a-c). يمكن التحكم بالقصب وإدارته عن طريق القص المنتظم، ولكن يجب مراعاة الطيور غير الساحلية التي تستخدم الضفاف ذات القصب (Boulord *et al.*, 2012; Kubacka *et al.*, 2014). إن إنجراف الأعشاش بمياه الفيضانات هو سبب شائع لفشل التكاثر في الموائل الساحلية، لذلك، إذا تم استخدام الفيضانات للحد من وجود الغطاء النباتي، فيجب أن يتم ذلك خارج موسم التكاثر (Ward Hagermeijer, pers. comm.).

مبيدات الأعشاب: يمكن أن تكون مبيدات الأعشاب خيارًا للأنواع التي تسبب مشاكل. على سبيل المثال، في موقع غزته شجيرات الصفصاف *Salix* sp في المملكة المتحدة، تمت إزالة نباتات الصفصاف ومعالجة جذوعها بمبيدات الأعشاب. يجب الانتباه أنه لا

يُعرف سوى القليل عن التأثير الطويل الأمد لمبيدات الأعشاب على الطيور في البرية (حسب المعلومات المتاحة). تشير الدراسات التجريبية على السُمان الياباني *Coturnix japonica* إلى أنه قد يكون هناك تأثير تراكمي لتعرض الجليفوسات (Ruuskanen *et al.*, 2020a,b). إن تلك الأفراد منه التي تغذت على بذور ملوثة بالجليفوسات من عمر 10 إلى 52 أسبوعًا كان لديها بيئة حيوية معوية مختلفة، ومستويات منخفضة من هرمون التستوستيرون الذكري وتطور جنيني أقل قليلاً مقارنة بمجموعة الشاهد المقارنة، ولكن لم يكن هناك تأثير واضح على التكاثر، من حيث حجم الخصية وإنتاج البيض. كانت البيوض التي تم جمعها من هذه الأنواع تحتوي على بقايا الجليفوسات ولكن لم يكن هناك تأثير على جودة البيض.

الغطاء النباتي على الجزر: قد يكون الغطاء النباتي على الجزر أكثر صعوبة وأكثر تكثيفًا في إدارته من الغطاء النباتي على اليابسة الرئيسية. إن خفض ارتفاع الجزر بحيث تصبح هذه الجزر أقرب إلى مستوى المياه المحيطة يمكن أن يساعد في تقليل نمو الغطاء النباتي (Akers & Allcorn, 2006)، ولكن يجب الانتباه إلى خطر غمر الأعشاش عند مستويات المياه المرتفعة (أحيانًا). إذا كانت هناك الرغبة بإزالة الغطاء النباتي من الجزر، فقد تكون هناك الحاجة إلى تعويم المعدات على الطوافات (Akers & Allcorn, 2006).

5. مصادر أخرى للمعلومات

إرشادات حول إدارة الموائل للطيور الساحلية الجاثمة:

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1

مراجعات للعوامل التي تؤثر على كيفية استعمال الطيور للمناطق الرطبة:

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6

المراجع

Akers P. & Allcorn R.I. (2006) Re-profiling of islands in a gravel pit to improve nesting conditions for terns *Sterna* and small gulls *Larus* at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. *Conservation Evidence*, **3**, 96–98. Available at: https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2236

Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques*, Oxford University Press: New York.

Bancroft G.T., Gawlik D.E. & Rutchey K. (2002) Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the northern Everglades of Florida, USA. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, **25**, 265–277. https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025[0265:DOWBRT]2.0.CO;2

Boulord A., Mei Z., Tian-Hou W., Xiao-Ming W. & Jiguet F. (2012) Reproductive success of the threatened Reed Parrotbill *Paradoxornis heudei* in non-harvested and harvested reedbeds in the Yangtze River estuary, China. *Bird Conservation International*, **22**, 339–347. https://doi.org/10.1017/S0959270911000384

Burgess N.D. & Hirons G.J.M. (1992) Creation and management of artificial nesting sites for wetland birds. *Journal of Environmental Management*, **34**, 285–295. https://doi.org/10.1016/S0301-4797(11)80004-6

Cutts V., Melville D.S., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024a) *Guidance on chemical control of Spartina spp*. Conservation Guidance Series No. 8, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/AFIG5738

Cutts V., Melville D.S., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024b) *Guidance on physical control of Spartina spp*. Conservation Guidance Series No. 9, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/GJSR3535

Cutts V., Melville D.S., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024c) *Guidance on integrated control of Spartina spp*. Conservation Guidance Series No. 10, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/ERTE8195

Conway W.C., Smith L.M. & Ray J.D. (2005) Shorebird habitat use and nest-site selection in the Playa Lakes Region. *Journal of Wildlife Management*, **69**, 174–184. https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069<0174:SHUANS>2.0.CO;2

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1

Jackson M.V., Carrasco L.R., Choi C.-Y., Li J., Ma Z. *et al*. (2019) Multiple habitat use by declining migratory birds necessitates joined-up conservation. *Ecology and Evolution*, **9**, 2505–2515. https://doi.org/10.1002/ece3.4895

Kubacka J., Oppel S., Dyrcz A., Lachmann L., Barros da Costa J.P.D., Kail U. & Zdunek W. (2014) Effect of mowing on productivity in the endangered Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Bird Conservation International*, **24**, 45–58. https://doi.org/10.1017/S0959270913000154

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6

Roby D.D., Collis K., Lyons D.E., Craig D.P., Adkins J.Y., *et al*., (2002) Effects of colony relocation on diet and productivity of Caspian Terns. *The Journal of Wildlife Management*, **66**, 662–673. https://doi.org/10.2307/3803132

Ruuskanen, S., Rainio, M.J., Gómez-Gallego, C., Selenius, O., Salminen, S. *et al.* (2020a) Glyphosate-based herbicides influence antioxidants, reproductive hormones and gut microbiome but not reproduction: A long-term experiment in an avian model. *Environmental Pollution*, **266**, 115108. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115108

Ruuskanen S., Rainio M.J., Uusitalo M., Saikkonen K. & Helander M. (2020b) Effects of parental exposure to glyphosate-based herbicides on embryonic development and oxidative status: A long-term experiment in a bird model. *Scientific Reports*, **10**, 6349. https://doi.org/10.1038/s41598-020-63365-1

Saliva J.E. & Burger J. (1989) Effect of experimental manipulation of vegetation density on nest-site selection in Sooty Terns. *The Condor*, **91**, 689–698. https://doi.org/10.2307/1368121

Wilson J. (2005) Removal of grass by scraping to enhance nesting areas for breeding waders at Leighton Moss RSPB Reserve, Lancashire, England. *Conservation Evidence*, **2**, 60–61. Available at: https://www.conservationevidence.com/reference/pdf/2157

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Guidance Series No. 14, v1.0

إرشادات حول الحد من إزعاج الطيور الساحلية

Vanessa Cutts[1], Micha V. Jackson[2], Nigel G. Taylor[1], Lorenzo Gaffi[3], Ward Hagemeijer[3] & William J. Sutherland[1]

1 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, UK
2 CSIRO, Canberra, Australia
3 Wetlands International, The Netherlands

الطيور الساحلية تحلق استجابةً فلإزعاج في موقع مهم للمد والجزر في Lee Point *(داروين)، الإقليم الشمالي، أستراليا [المصدر:* Micha V. Jackson].

Completed: 05.4.2024

Cite as: Cutts V., Jackson M.V., Taylor N.G., Gaffi L., Hagemeijer W. & Sutherland W.J. (2024) *Guidance on reducing disturbance for shorebirds*. Conservation Guidance Series No. 14, v1.0. https://doi.org/10.52201/CGS/JPZI7218

الهدف: إنشاء بيئة آمنة لتعشيش ومبيت/استراحة وتغذية الطيور الساحلية

التعاريف:

- **الإزعاج** = النشاط الذي يتسبب في تغيير السلوك الطبيعي لفرد أو مجموعة من الطيور الساحلية، مما يؤدي إلى إنفاق طاقة إضافية من قبلها. وقد تنخفض أيضًا معدلات التكاثر والبقاء (Mengak & Dayer، 2020).
- **مسافة بدء الطيران** = المسافة التي تحلق بها الطيور لتجنب الخطر المتوقع.
- **التعشيش** = عندما تضع الطيور بيضها وتحمي صغارها.
- **المبيت/المجثم** = عندما تستريح الطيور أو تنام أو تنظف ريشها، أي أن هذا سلوك يوفر الطاقة.
- **الطيور الساحلية** = طيور من رتبة الخواضات؛ تشمل الطيور الخواضة والنوارس والخراشن التي تستخدم الموائل الساحلية للتغذية و/أو المبيت و/أو التعشيش.

1.الوصف

إن المبيت والتعشيش والتغذية سلوكيات تكون فيها الأفراد معرضة للخطر، ولذلك تفضل الطيور الساحلية المواقع الآمنة من إزعاج البشر أو الحيوانات المفترسة (Rogers *et al.*, 2006; Rosa *et al.*, 2006). إن إزعاج الطيور أثناء المبيت أو التعشيش أو التغذية يجعلها تنفق طاقتها. وبالنسبة للطيور أثناء التعشيش، قد يؤدي الإزعاج إلى التسبب في فترات تترك فيها العش غير محمي، وبالتالي يبقى عرضة للافتراس ولتغير درجات الحرارة. وقد يتسبب هذا في مغادرة الفراخ العش قبل الأوان أو التسبب بوضع الفراخ التي فقست حديثًا إلى الخطر (على سبيل المثال بعيدًا عن الآباء أو في الماء أو في مجال رؤية الحيوانات المفترسة المحتملة). ويمكن استخدام التدابير الوقائية لتشجيع الناس على تجنب المناطق التي قد تعشش فيها الطيور أو تستريح أو تتغذى.

يمكن أن يحدث الإزعاج من قبل البشر بواسطة السيارات أو القوارب أو الطائرات أو الأسلحة النارية أو جمع المأكولات البحرية أو ببساطة بسبب المشي بالقرب من الطيور الساحلية. في الصين، تم الإبلاغ عن جمع واسع النطاق للافقاريات من قبل البشر، مع جمع الرخويات والروبيان بمعدل 100-150 كغ / يوم (Melville 1997). يمكن أن يحدث الإزعاج أيضًا بسبب الحيوانات الأخرى مثل الماشية (Sharps *et al.*, 2017)، والمفترسات من الطيور الجارحة وكذلك من الكلاب المنزلية. يجب مراعاة أن بعض الوجود البشري قد يكون في الواقع مفيدًا للطيور الساحلية، حيث يعمل كرادع لنشاط الحيوانات المفترسة. على سبيل المثال، في السويد، ارتبط غياب السياح أثناء عمليات حظر التجوال بسبب جائحة الكورونا COVID-19 بزيادة إزعاج طيور المور *Uria aalge* المفرخة نتيجة نشاط العُقبان، وبالتالي انخفاض تكاثرها وتفريخها (Hentati-Sundberg *et al.*, 2021).

2.أدلة على التأثيرات على التنوع البيولوجي

الطيور: أدى إغلاق المسارات ودروب المسير إلى زيادة نجاح التكاثر لطيور الزقزاق ذو القلنسوة *Thinornis rubricollis* (Dowling & Weston, 1999) وطيور الزقزاق الثلجي *Charadrius nivosus* (Lafferty *et al.*, 2006; Wilson & Colwell, 2010)، كما أدى استخدام اللوحات الارشادية وحدها لتحذير الناس من وجود الطيور الساحلية المفرخة إلى تقليل احتمالية سحق بيض طيور الزقزاق ذو القلنسوة (Weston *et al.*, 2012).

في كثير من الأحيان، يتم استخدام تدابير محددة متعددة معًا للحد من الإزعاج. ففي شمال شرق الولايات المتحدة الأمريكية، إن الجمع بين وضع اللوحات الارشادية والعلامات وتقييد الوصول للمواقع وإنشاء منصات المراقبة والقيام بالدوريات وفرض العقوبات على المخالفات قد أدت مجتمعة إلى الحد بشكل كبير من إزعاج الطيور الساحلية (Burger *et al.*, 2004). وفي البرتغال، تحسن نجاح تعشيش طائر الخرشنة الصغير *Sterna albifrons* من خلال الجمع بين اللافتات/ اللوحات الارشادية وحراسة مناطق التعشيش من الإزعاج خلال عطلات نهاية الأسبوع في أوقات الذروة (Medeiros *et al.*, 2007). وفي نيوجيرسي، الولايات المتحدة الأمريكية، أدى الجمع بين اللافتات/ اللوحات الارشادية والتعليم إلى تحسين نجاح تكاثر طائر الخرشنة الشائعة *Sterna hirundo* (Medeiros *et al.*, 2007)، وفي ناميبيا، أدى الجمع بين لوحات المعلومات الارشادية والحواجز وتقييد مجال

راكبي الدراجات الرباعية على مسار واحد محدد وتوزيع أوراق المعلومات على المستخدمين الترفيهيين إلى زيادة العدد الإجمالي للفراخ التي تفقس من مستعمرة طائر الخرشنة *Sterna balaenarum* (Braby *et al.*, 2009)

إن استبعاد الحيوانات المفترسة قد يزيد من نجاح التعشيش (على سبيل المثال Dinsmore et al., 2014)، ومع ذلك، فإن استخدام هذه الأسوار الاستبعادية قد يؤدي أيضًا إلى دفع الطيور إلى التخلي عن أعشاشها (Vaske *et al.*, 1994).

إن جمع المأكولات البحرية من مسطحات المد والجزر قد يزعج الطيور الساحلية التي تتجول بحثًا عن الطعام. في هذه الصورة، يبحث الناس عن اللافقاريات في مسطحات المد والجزر في جزيرة Sonadia، Cox's Bazar، بنغلاديش [المصدر: Sayam Chowdhury].

3. العوامل التي يمكن أن تؤثر على النتائج

أنواع الطيور: تتفاوت القدرة على تحمل الإزعاج بين أنواع الطيور الساحلية. على سبيل المثال، وجدت إحدى الدراسات أن طيور القوق موشم الذيل *Limosa lapponica* أكثر عرضة للإزعاج الناتج عن الضوضاء من الطيور الساحلية الأخرى (van der Kolk *et al.*, 2020). يمكن استخدام "مسافات بدء الطيران" الخاصة بالأنواع والإزعاجات لتحديد مواقع التدابير مثل العلامات والأسوار ومنصات المراقبة (Livezey *et al.*, 2016).

نوع الإزعاج: إن تكاليف وفوائد الوجود البشري على الطيور الساحلية تعتمد على عوامل مثل القرب وتكرار وشدة أي إزعاج. يجب أن تكون الطريقة المحددة المستخدمة لإدارة الإزعاج مصممة خصيصًا لنوع الإزعاج. على سبيل المثال، لن تقلل اللوحات الارشادية المجاورة للأعشاش من الإزعاج الناجم عن المسيرات بدون طيار التي يتم تشغيلها عن بعد. يجب أن تكون العلامات واضحة للمجموعات الرئيسية التي قد تسبب الإزعاج؛ على سبيل المثال، قد يلزم كتابة اللوحات الارشادية بلغات متعددة في المناطق التي يرتادها السياح.

التخريب: قد تكون الهياكل التي تم وضعها للحد من الإزعاجات عرضة للتخريب، وخاصة إذا كان الأشخاص الذين يستخدمون المنطقة لا يفهمون أو لا يوافقون على تدابير الحماية. في باتاغونيا، الأرجنتين، سُرقت حبال الأسوار واللافتات حول طيور الزقزاق التي تعشش على الشاطئ (Hevia & Bala, 2018). تشمل الحلول الممكنة استخدام مواد ثقيلة ومؤمنة جيدًا (Hevia & Bala, 2018)، والجمع بين الحماية الفعلية والبرامج التعليمية، ووجود حراس في المكان.

4.التنفيذ

وضع اللافتات: يمكن وضع اللافتات لتحذير البشر وتشجيعهم على تجنب الطيور الساحلية المعرضة للخطر. إن وضع اللافتات بالقرب من موقع السلوك المطلوب يمكن أن يزيد من النتيجة السلوكية المرغوبة (Austin *et al.*, 1993). لذلك، قد يكون من الأكثر فعالية وضع اللافتات بجوار مناطق الاستبعاد بدلاً من وضعها عند مدخل الشاطئ، على سبيل المثال مباشرة حول مستعمرات تكاثر الطيور (Medeiros *et al.*, 2007) أو على عوامات حول جزر المستنقعات المالحة لمنع الإزعاج من القوارب (Burger & Leonard, 2000).

إن استعمال الرسائل الشخصية والإنسانية (على سبيل المثال، سرد قصة طائر فردي) يمكن أن تثير المزيد من التعاطف (Rare and The Behavioural Insights Team, 2019) على عكس تقديم الإحصائيات، والتي قد تكون غير فعالة لغير المهتمين بالبيئة وتؤدي إلى "زوال التعاطف (Markowitz *et al.*, 2013). يُعتقد أن صياغة التعليمات بشكل إيجابي ("يمكنك المساعدة من خلال ...") بدلاً من التعليمات السلبية ("لا تفعل ...") تشجع على المزيد من السلوكيات المؤيدة للبيئة (Schneider *et al.*, 2017). يجب أن تكون الصياغة واضحة ولا لبس فيها (على سبيل المثال، أن تكون واضحة بشأن القوانين المتعلقة بالحياة البرية) وإذا تم استخدام اللافتات في العديد من المواقع، فمن الأفضل استخدام رسائل موحدة ومتسقة (Rare and The Behavioural Insights Team 2019).

ومن الأمثلة على اللافتات المستخدمة في أيرلندا والتي أدت إلى عدد أقل من نزوح طيور الأطيش الشمالي *Morus bassanus* من أعشاشها: "*هذه الطيور تتكاثر. بموجب قانون حماية الحياة البرية (1976) من غير القانوني إزعاج الطيور المعششة. يرجى عدم الاقتراب من المستعمرة لأن القيام بذلك قد يؤدي إلى أن تهجر الأمهات البيض أو تسبب موت الفراخ. شكرًا لك على اهتمامك*" (Allbrook & Quinn, 2020). في المقابل، هناك تقارير عن تجاهل اللافتات (على سبيل المثال لافتات المعلومات الارشادية حول مستعمرة طيور الخراشن في ناميبيا؛ Braby *et al.*, 2009) أو تخريبها (على سبيل المثال على شاطئ حول مستعمرة طيور الزقزاق في الأرجنتين؛ Hevia & Bala, 2018).

***إغلاق المناطق*:** يمكن إغلاق المناطق عن طريق تركيب أسوار، مثل أسوار الحبال (Lafferty *et al.*, 2006). ويمكن تركيب أسوار مؤقتة أثناء موسم التكاثر (Wilson & Colwell, 2010). وفي دراسة أجريت على مواقع تعشيش طائر الزقزاق المقنّع *Charadrius cucullatus* في فيكتوريا بأستراليا، حقق الجمع بين الأسوار واللافتات معدل امتثال أعلى من اللافتات وحدها (Maguire, 2008).

التعليم والتوعية: يمكن مشاركة المعلومات حول وجود الطيور الساحلية، والإزعاجات الناجمة عن الأنشطة، من خلال وسائل مختلفة - بما في ذلك ورش العمل، ومقاطع الفيديو، والمقالات الصحفية، ومنشورات وسائل التواصل الاجتماعي، والنشرات الإرشادية واللافتات. هناك أدلة على أن برامج التعليم، بالاشتراك مع تدخلات أخرى، يمكن أن تقلل من إزعاج الطيور الساحلية (Burger, 2003; Braby *et al.*, 2009). ومع ذلك، يجب الانتباه أن رفع مستوى الوعي لا يؤدي بالضرورة إلى أي تغيير في السلوك، بل قد يحفز، في بعض الأحيان، سلوكيات غير مرغوب فيها (Christiano & Niemand, 2007).

يمكن استخدام اللافتات كوسيلة لمنع وصول البشر أو تقديم معلومات حول الأنواع المعرضة للخطر.
اللافتة الموضحة هنا مأخوذة من موقع مجثم مُنشأ في خليج Moreton*، كوينزلاند، إحدى أهم مناطق أستراليا للطيور الساحلية. وهي توضح الأماكن التي يُحظر فيها وصول الجمهور، لتجنب إزعاج الطيور الساحلية التي تستخدم المنطقة الصغيرة، والتي تحيط بها المساكن البشرية أثناء المدالمرتفع.* [*المصدر:* Micha V. Jackson]

***الحظر/ محددات الأنشطة*:** يمكن الحظر الكامل للأنشطة المسببة للإزعاج (على سبيل المثال، المشي مع الكلاب على الشواطئ) أو تقييدها (على سبيل المثال، تحديد حدود السرعة للقوارب، وتحديد حدود أقل ارتفاع لطيران المسيرات بدون طيار؛ Cantu de Leija *et al.*, 2023). قد تكون تطبيقات الحظر/المحددات ضرورية فقط خلال موسم التكاثر، أو في أوقات أخرى من العام عندما تكون الطيور الساحلية حساسة بشكل خاص للإزعاج. يجب إبلاغ الحظر/المحددات لمجموعات المستخدمين ذات الصلة، على سبيل المثال من خلال برامج التعليم أو اللافتات أو الحراس.

الحراس: يمكن للحراس أو الحراس المتطوعين المساعدة في فرض محددات على الدخول وتثقيف الناس. على شاطئ في فلوريدا بالولايات المتحدة الأمريكية، كان عدد الأشخاص الذين يدخلون منطقة محمية (محاطة بسياج رمزي) أقل بنحو تسعة أمثال عندما كان هناك "حارس للطيور" مميز بشكل واضح مقارنة بعدم وجوده (Forys, 2011).

منصات المراقبة: يمكن إنشاء منصات المراقبة بحيث يتمكن الناس من مشاهدة الطيور من مسافة آمنة (Burger *et al.*, 2004).

إزالة/تجنب الهياكل المرتفعة: قد تستخدم الطيور المفترسة (الجوارح) الهياكل المرتفعة للإشراف على المناطق المفتوحة ومراقبتها وهذا يسبب زيادة ضغط الافتراس (Ward Hagemeijer, pers. comm.). يُقترح تجنب بناء موائل قريبة من نقاط المراقبة الموجودة للحيوانات المفترسة وتجنب إنشاء نقاط مراقبة جديدة، أو حتى التفكير في إزالة الهياكل المرتفعة الموجودة (Ward Hagemeijer, pers. comm.).

اصطياد الحيوانات/إعدامها/تقييد وصولها: يمكن استبعاد الحيوانات التي قد تفترس الطيور الساحلية أو تزعجها باستخدام أسوار مضادة للحيوانات المفترسة (Williams *et al.*, 2013). ويمكن بناء هذه الأسوار عميقًا في الأرض (لاستبعاد الحيوانات التي تحفر أنفاق) ويمكن كهربتها (على سبيل المثال، Dinsmore *et al.*, 2014). يجب استبعاد الثدييات المتوسطة والكبيرة الحجم باستخدام شبكة سلكية ذات فتحات بقطر 30 مم (Robley *et al.*, 2007). كما يمكن وضع الأسوار/الأقفاص على الأعشاش الفردية، ولكن يجب الانتباه أن هذا قد يؤدي إلى ان الطيور قد تهجر أعشاشها (Vaske *et al.*, 1994). بدلاً من ذلك، ومع استصدار التراخيص المناسبة والاعتبارات المهنية، يمكن السيطرة على الحيوانات عن طريق اصطيادها أو إعدامها.

تقييد وصول الماشية: يمكن أن يتسبب وجود الماشية أيضًا في إزعاج الطيور الساحلية. ويمكن منع ذلك من خلال إبعادها عن الموائل التي تعشش فيها الطيور الساحلية وتستقر وتبيت فيها وتتغذى عليها، أو من خلال تقليل كثافة قطعان الماشية (Sharps *et al.*, 2017).

إشراك أصحاب المصلحة في الاعتبار: يمكن زيادة نجاح تدخلات إدارة الإزعاجات من خلال إشراك أصحاب المصلحة - الأفراد أو المجموعات التي قد تؤثر على التدخل أو تتأثر به - في التصميم والتخطيط و/أو التنفيذ (Sterling *et al.*, 2017). على سبيل المثال، يعزو Burger & Niles (2013) منح الإذن بإغلاق الشاطئ، والامتثال اللاحق للإغلاق، إلى المشاركة الهادفة لأصحاب المصلحة.

5.مصادر أخرى للمعلومات

مراجعة مسافات الإزعاج للطيور:

Goodship N.M. & Furness R.W. (2022) *Disturbance Distances Review: An updated literature review of disturbance distances of selected bird species*. NatureScot Research Report 1283. Available at: https://www.nature.scot/doc/naturescot-research-report-1283-disturbance-distances-review-updated-literature-review-disturbance

إرشادات حول إدارة الموائل للطيور الساحلية الجاثمة:

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1

مراجعات للعوامل التي تؤثر على كيفية استعمال الطيور للمناطق الرطبة:

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6

مجموعة أدوات تعليمية على الانترنت:

Shorebird disturbance reduction toolkit (2022) Available at: https://sos.atlanticflywayshorebirds.org/shorebirddisturbancereductiontoolkit/

إرشادات حول إدارة إزعاج الطيور الساحلية في المناطق الرطبة:

AEWA (2022) *Managing Waterbird Disturbance: A Short Guide for Wetland Managers.* Available at: https://www.unep-aewa.org/en/document/managing-waterbird-disturbance-short-guide-wetland-managers-draft-2

إرشادات حول إدارة الطيور المفرخة على السواحل:

Maguire G.S. (2008) *A Practical Guide for Managing Beach-Nesting Birds in Australia*. Birds Australia: Melbourne. Available at: https://beachvol.birdlife.org.au/public_files/39/Birds%20Management%20Manual.pdf

مجموعة أدوات تعليمية حول علوم السلوك البشري:

Rare and The Behavioural Insights Team (2019) *Behaviour Change for Nature: A Behavioral Science Toolkit for Practitioners*. Rare: Arlington, VA. Available at: https://www.bi.team/publications/behavior-change-for-nature-a-behavioral-science-toolkit-for-practitioners/

المراجع

Allbrook D.L. & Quinn J.L. (2020) The effectiveness of regulatory signs in controlling human behaviour and Northern Gannet (*Morus bassanus*) disturbance during breeding: an experimental test. *Journal for Nature Conservation*, **58**, 125915. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125915

Austin J., Hatfield D.B., Grindle A.C. & Bailey J.S. (1993) Increasing recycling in office environments: The effects of specific, informative cues. *Journal of Applied Behavior Analysis*, **26**, 247–253. https://doi.org/10.1901/jaba.1993.26-247

Braby J., Braby R.J., Braby N. & Simmons R.E. (2009) Protecting Damara Terns *Sterna balaenarum* from recreational disturbance in the Namib Desert increases breeding density and overall success. *Ostrich*, **80**, 71–75. https://doi.org/10.2989/OSTRICH.2009.80.2.1.828

Burger J., Jeitner C., Clark K. & Niles L.J. (2004) The effect of human activities on migrant shorebirds: Successful adaptive management. *Environmental Conservation*, **31**, 283–288. https://doi.org/10.1017/S0376892904001626

Burger J. & Leonard J. (2000) Conflict resolution in coastal waters: The case of personal watercraft. *Marine Policy*, **24**, 61–67. https://doi.org/10.1016/S0308-597X(99)00013-5

Burger J. & Niles L. (2013) Shorebirds and stakeholders: Effects of beach closure and human activities on shorebirds at a New Jersey coastal beach. *Urban Ecosystems*, **16**, 657–673. https://doi.org/10.1007/s11252-012-0269-9

Christiano A. & Neimand A. (2017) Stop raising awareness already. *Stanford Social Innovation Review*, **15**, 34–41. https://doi.org/10.48558/7MA6-J918

Dowling B. & Weston M.A. (1999) Managing a breeding population of the Hooded Plover *Thinornis rubricollis* in a high-use recreational environment. *Bird Conservation International*, **9**, 255–270. https://doi.org/10.1017/S0959270900003440

Dinsmore S.J., Lauten D.J., Castelein K.A., Gaines E.P. & Stern M.A. (2014) Predator exclosures, predator removal, and habitat improvement increase nest success of Snowy Plovers in Oregon, USA. *The Condor*, **116**, 619–628. https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-7.1

Forys E. (2011) *An Evaluation of Existing Shorebird Management Techniques' Success at Locations in Pinellas County*. Final Report. Eckerd College: St. Petersburg, Florida, USA. Available at: https://doi.org/10.13140/RG.2.2.12627.78887

Hentati-Sundberg J., Berglund P.-A., Hejdström A. & Olsson O. (2021) COVID-19 lockdown reveals tourists as seabird guardians. *Biological Conservation*, **254**, 108950. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108950

Hevia V. & Bala L.O. (2018) The role of human compliance for management actions to protect breeding shorebirds in coastal ecosystems. *Wader Study*, **125**, 83–89. https://doi.org/10.18194/ws.00110

Lafferty K.D., Goodman D. & Sandoval C.P. (2006) Restoration of breeding by Snowy Plovers following protection from disturbance. *Biodiversity & Conservation*, **15**, 2217–2230. https://doi.org/10.1007/s10531-004-7180-5

Cantu de Leija A., Mirzadi R.E., Randall J.M., Portmann M.D., Mueller E.J. *et al*. (2023) A meta-analysis of disturbance caused by drones on nesting birds. *Journal of Field Ornithology*, **94**, Article 3. https://doi.org/10.5751/JFO-00259-940203

Livezey K.B., Fernández-Juricic E. & Blumstein D.T. (2016) Database of bird flight initiation distances to assist in estimating effects from human disturbance and delineating buffer areas. *Journal of Fish and Wildlife Management*, **7**, 181–191. https://doi.org/10.3996/082015-JFWM-078

Markowitz E.M., Slovic P., Västfjäll D. & Hodges S.D. (2013) Compassion fade and the challenge of environmental conservation. *Judgment and Decision Making*, **8**, 397–406. https://doi.org/10.1017/S193029750000526X

Medeiros R., Ramos J.A., Paiva V.H., Almeida A., Pedro P. *et al*. (2007) Signage reduces the impact of human disturbance on Little Tern nesting success in Portugal. *Biological Conservation*, **135**, 99–106. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.001

Melville D.S. (1997) Threats to waders along the East Asian-Australasian Flyway. In: *Shorebird Conservation in the Asia-Pacific Region: Based on papers presented at a symposium held on 16-17 March 1996 in Brisbane, Australia* (ed. by P. Straw), pp. 15–34. Australasian Wader Studies Group, Birds Australia. Available at: https://awsg.org.au/pdfs/asc-1996-proceedings(final).pdf

Mengak L. & Dayer A.A. (2020) Defining human disturbance to shorebirds using manager and scientist input. *Environmental Management*, **65**, 62–73. https://doi.org/10.1007/s00267-019-01230-2

Rare and The Behavioural Insights Team (2019) *Behaviour Change for Nature: A Behavioral Science Toolkit for Practitioners.* Rare: Arlington, VA. Available at: https://www.bi.team/publications/behavior-change-for-nature-a-behavioral-science-toolkit-for-practitioners/

Robley A., Purdey D., Johnston M., Lindeman M., Busana F. *et al*. (2007) Experimental trials to determine effective fence designs for feral cat and fox exclusion. *Ecological Management & Restoration*, **8**, 193–198. https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2007.00367.x

Rogers D.I., Piersma T. & Hassell C.J. (2006) Roost availability may constrain shorebird distribution: Exploring the energetic costs of roosting and disturbance around a tropical bay. *Biological Conservation*, **133**, 225–235. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.007

Rosa S., Encarnação A.L., Granadeiro J.P. & Palmeirim J.M. (2006) High water roost selection by waders: maximizing feeding opportunities or avoiding predation? *Ibis*, **148**, 88–97. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00497.x

Schneider C.R., Zaval L., Weber E.U. & Markowitz E.M. (2017) The influence of anticipated pride and guilt on pro-environmental decision making. *PLoS ONE*, **12**, e0188781. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188781

Sharps E., Smart J., Mason L.R., Jones K., Skov M.W. *et al.* (2017) Nest trampling and ground nesting birds: Quantifying temporal and spatial overlap between cattle activity and breeding Redshank. *Ecology and Evolution*, **7**, 6622–6633. https://doi.org/10.1002/ece3.3271

Sterling E.J., Betley E., Sigouin A., Gomez A., Toomey A. *et al*. (2017) Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, **209**, 159–171. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.008

van der Kolk H., Krijgsveld K.L., Linssen H., Diertens R., Dolman D. *et al*. (2020) Cumulative energetic costs of military aircraft, recreational and natural disturbance in roosting shorebirds. *Animal Conservation*, **23**, 359–372. https://doi.org/10.1111/acv.12546

Vaske J.J., Rimmer D.W. & Deblinger R.D. (1994) The impact of different predator exclosures on Piping Plover nest abandonment. *Journal of Field Ornithology*, **65**, 201–209. Available at: https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jfo/v065n02/p0201-p0209.pdf

Weston M.A., Dodge F., Bunce A., Nimmo D.G. & Miller K.K. (2012) Do temporary beach closures assist in the conservation of breeding shorebirds on recreational beaches? *Pacific Conservation Biology*, **18**, 47–55. https://doi.org/10.1071/PC120047

Williams D.R., Pople R.G., Showler D.A., Dicks L.V., Child M.F. *et al*. (2013) *Bird Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions.* Pelagic Publishing: Exeter. Available at: https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/2

Wilson C.A. & Colwell M.A. (2010) Movements and fledging success of Snowy Plover (*Charadrius alexandrinus*) chicks. *Waterbirds:* **33**, 331–340. https://doi.org/10.1675/063.033.0309

Advisory Group: Malcom Ausden (RSPB, UK), Hyun-Ah Choi (Hanns Seidel Foundation, South Korea), Chi-Yeung Choi (Duke Kunshan University, China), Mark Dixon (RSPB, UK), Qiang He (Fudan University, China), Micha V. Jackson (CSIRO, Australia), Yifei Jia (Beijing Forest University, China), Wenhai Lu (National Marine Data and Information Service, China), David Melville (Global Flyway Network, New Zealand), Spike Millington (International Crane Foundation, USA), Taej Mundkur (Wetlands International, The Netherlands), Han Winterwerp (Delft University of Technology, The Netherlands), Fokko van der Goot (Boskalis and EcoShape, The Netherlands), Hongyan Yang (Beijing Forest University, China)

إخلاء المسؤولية: تم تطوير هذه المبادئ الإرشادية من خلال تقييم شامل للأدلة المتاحة، بما في ذلك مراجعة المراجع والدراسات من مصادر عالمية مختلفة، واستكمالها برؤى من الخبراء في هذا المجال. والهدف من ذلك هو تقديم رؤى وتوصيات عملية لجهود استعادة الموائل الساحلية في جميع أنحاء العالم. يتم تشجيع الممارسين والمحترفين على تطبيق خبرتهم وحكمهم عند استخدام هذه الإرشادات، وتكييفها حسب الضرورة لمعالجة حالاتهم ومتطلباتهم المحددة. من المهم ملاحظة أن أصحاب المصلحة المهتمين بتكرار الأساليب المقدمة هنا يتحملون المسؤولية الكاملة عن نجاح واستدامة تنفيذها.

Conservation Evidence

Wetlands International

WCF