الفصل الثاني

خدمات النحل البري في تلقيح المحاصيل

Claire Kremen

مقدمة

تاريخياً، كانت احتياجات تلقيح المحاصيل تُغَطى من خلال الملقحات البرية التي تعيش بين المزارع (Kevan and Phillips, 2001)، ولا يزال ذلك متبعاً في النظم الزراعية غير المكثفة (مثال Ricketts et al., 2004; Morandin and Winston, 2005). في العديد من المحاصيل الحديثة والتي تتطلب ملقحاً حيوانياً، تتم إدارة عملية التلقيح كما هو الحال في إدارة النواحي الزراعية الأخرى، وذلك من خلال إحضار عدد كبير من الملقحات المرباة تجارياً مباشرةً إلى الحقل الذي يحتاج إلى تلقيح.

تم التعامل مع اثني عشر نوعاً فقط بطريقةٍ تجارية لتُستخدم في عملية التلقيح (Parker et al., 1987; Batra, 2001) ، وعلى الرغم من أن هناك آلاف الأنواع الأخرى من الملقحات وخاصة أنواع النحل الأخرى والتي تساهم في تلقيح المحاصيل (Nabhan and Buchmann, 1997). فإن أكثر الملقحات استخداماً، والذي يمتلك تاريخاً طويلاً في عملية التربية، هو نحل العسل (*Apis mellifera*) (Crane, 1990)، ويغطى حوالي ٩٠٪ من خدمات التلقيح بشكلٍ عام (Calderone، اتصال شخصي، ٢٠٠٥). إن مدى اعتمادنا على هذا النوع الوحيد للقيام بهذه الخدمة المهمة ينضوي على

بعض المجازفة. ففي الولايات المتحدة الأمريكية، كميات نحل العسل المرباة قلت بمقدار ٥٠٪ في الخمسين سنة الماضية (National Research Council, 2007) بسبب حلم الفاروا *Varroa destructor* (Morse and Goncalves, 1979, Beetsma, 1994) والذي يعمل على إضعاف أفراد الخلية ونقل الأمراض. كما أن حلم الفاروا *Varroa* mite طور مقاومة ضد مبيدات الحلم (Elzenand Hardee, 2003)، وأدى هذا إلى موت أعداد كبيرة من خلايا النحل خلال فصل الشتاء في بعض السنوات (على سبيل المثال ٥٠٪ من خلايا النحل فُقدت في مناطق واسعة من الولايات المتحدة)، مما أثر في وفرة نحل العسل المُستخدم في خدمات التلقيح خلال السنوات العديدة الماضية تأثيراً كثيراً (National Research Council, 2007). ولم يؤثر حلم الفاروا *Varroa* mite على وفرة نحل العسل في الولايات المتحدة فحسب ولكن أيضاً في أوروبا والشرق الأوسط (Gritffiths, 1986; Komeili, 1988).

هناك بديلان غير حصريين للاعتماد على نحل العسل، أولاً: تربية وإيجاد أنواع تجارية أخرى إضافية (Parker et al., 1987; Kevan et al., 1990)، وثانياً: الحفاظ على مجتمعات الملقحات البرية في المزارع أو حولها والعمل على زيادتها (Batra, 2001). هذا الفصل يهتم بالبديل الثاني.

الخدمات المقدمة من مجتمعات النحل البري

نحن لا نعلم كم عدد أنواع النحل البرية والتي يمكن أن تساهم في تلقيح المحاصيل، ولا نعلم نسبة تلقيح المحاصيل الناتجة عن زيارة هذه الأنواع لها. ولكن يُعتبر النحل من أهم الملقحات للعديد من المحاصيل وسُجلت زيارات تصل إلى ٧٣٪ لأنواع المحاصيل المختلفة والتي تتطلب تلقيحاً على المستوى العالمي (Nabhan and Buchmann, 1997). الآلاف من أنواع النحل تزور المحاصيل عالمياً (Free, 1993)، ولكن القليل من المسُوح (دراسات الحصر) المضنية نُفذت لدراسة هذا الموضوع. في الشمال الشرقي لأمريكا الشمالية وحدها،

هناك حوالي ١٩٠ نوعاً من النحل مرتبطةً مع تلقيح أصناف العليق الأزرق القصيرة (Kevan et al., 1990). وفي موقع واحد في كاليفورنيا، سجل العاملون ٦٦ نوعاً من النحل يزور أصنافاً معينة من المحاصيل في الربيع والصيف (Kremen et al., 2002a). تتضمن الملقحات البرية للمحاصيل أيضا الذباب، الدبابير، الفراش، العث، الهاموش، التربس، الخنافس، الطيور والخفافيش (الموز)، والتي تمثل ٣٣٧ جنساً من اللافقاريات و٧ أجناس فقارية (Roubik, 1995; Nabhan and Buchmann, 1997).

تسهم الملقحات البرية في تلقيح المحاصيل بأربع طرق. الأولى، يمكن أن تحل مكان الخدمات المقدمة من الملقحات المرباة تجارياً، بحيث يكون الإحلال كلياً أو جزئياً. الثانية، يمكن أن تزيد الملقحات البرية من فعالية الخدمات المقدمة من قبل الملقحات المرباة تجارياً من خلال بعض السلوك المميز لها. الثالثة، يمكن أن توفر خدمات لبعض النباتات التي لا تُلقح بطريقة فعالة من قبل الملقحات المرباة. الرابعة، يمكن أن تزيد إنتاجية النباتات ذاتية التلقيح والتي لا تُستخدم الملقحات بالعادة لتلقيحها. وعلى العكس، يمكن أن تُقلل الملقحات البرية من تلقيح المحاصيل بعدة طرق، من خلال سرقة الرحيق والمنافسة على حبوب اللقاح مع الملقحات الأخرى ذات القدرة العالية في التلقيح، أو من خلال نقل حبوب لقاح مغايرة تعمل على إغلاق الميسم.

عندما يوفر النحل البري خدمات مماثلة لتلك المقدمة من الملقحات المرباة، فإنها ستعمل جزئياً أو كلياً على إحلال تلك الملقحات. في إنتاج البطيخ في شمال كاليفورنيا، يستورد المزارعون نحل العسل لتوفير عملية التلقيح. على الرغم من أن فعالية التلقيح قليلة مقارنة مع أنواع النحل الأخرى، إلا أن نحل العسل يُساهم بشكلٍ كبيرٍ في عملية التلقيح بسبب أعداده العالية وانتشاره الواسع في مثل هذه الظروف. ويتوفر حوالي ثلاثين نوعاً من النحل المحلي تقوم بزيارة أزهار البطيخ في هذه المنطقة، وتساهم في عملية التلقيح، وعلى الرغم من أن هذه الأنواع لا تتواجد بشكلٍ كبير من حيث الأعداد مقارنة بنحل العسل إلا أنها تساهم بحوالي ٢٨-١٠٠٪ من احتياجات التلقيح للبطيخ

(مدى ٦-١٠٠٪)، بالاعتماد على بيئة المزرعة. تتلقى المزارع العضوية القريبة من البيئات الطبيعية (التي فيها كثافة زراعية قليلة) جزءا كبيراً من احتياجات التلقيح من مجتمعات النحل البري، هذه المزارع لا تَستَورد نحل العسل إلى مزارعها أبداً، ومساهمة نحل العسل تحصل بشكلٍ غير مبرمج، كما أن أعداد نحل العسل المتواجد بالمزرعة أو حولها غير كافية لتوفير الخدمات التي يحتاجون إليها. لذلك فإن مثل هؤلاء المزارعين يعتمدون إلى حد ما على الملقحات البرية في تلقيح محاصيلهم. على الجهة المقابلة من مستويات الزراعة الكثيفة، المزارعون التقليديون البعيدون عن المواطن الطبيعية للنحل البري لا يحصلون على عملية تلقيح كافية من النحل البري، وبالتالي يستورد هؤلاء المزارعون خلايا نحل العسل من أجل توفير احتياجاتهم من الملقحات، على الرغم من أنهم يحصلون على بعض المنافع والخدمات المجانية من النحل البري، مع أنهم قد يكونون غير مدركين لهذه المنافع (Kremen et al., 2002a, 2002b, 2004).

يمكن أن تزيد بعض سلوكيات النحل البري من فعالية خدمات التلقيح المقدمة. أولا، يمكن أن تزيد هذه السلوكيات من فعالية التلقيح في الزيارة الواحدة لنحل العسل من خلال السلوك التفاعلي. هناك فقط مثال واحد موثق حول هذه الظاهرة (Greenleaf and Kremen, 2006b)، ولكنها تبدو أكثر انتشاراً في الأنماط الزراعية التي تتطلب حركة الملقحات بين الأصناف النباتية المزروعة من أجل نجاح عملية إنتاج الثمار أو البذور (على سبيل المثال، أنظمة إنتاج البذور الهجينة والعديد من المحاصيل البستانية). في إنتاج بذور نبات دوار الشمس، يزرع المزارع ٤ صفوف من النباتات المؤنثة المنتجة للرحيق وعقيمة حبوب اللقاح لكل ٦-١٠ صفوف من النباتات الذكرية المنتجة لحبوب اللقاح والرحيق بطريقة تبادلية. وتوزع خلايا نحل العسل بمعدل ٢-٢,٥ خلية لكل هكتار، على الرغم من ذلك، فإن نقص التلقيح يعتبر أحد العوامل التي يَعزو لها المزارعون انخفاض الإنتاج. تقوم أفراد نحل العسل بجمع حبوب اللقاح أو الرحيق (Free, 1963). ولذلك يمتلك نحل العسل فعالية تلقيح قليلة في حالة نبات دوار الشمس

الهجين مقارنة بعملية التلقيح التي يقوم بها النحل البري. (بمعدل ٣ بذور/زيارة مقارنة مع ١٩ بذرة/زيارة في حالة النحل البري). هناك علاقة خطية قوية بين فعالية عملية التلقيح في كل زيارة لنحل العسل ودرجة ثراء وانتشار النحل البري الذي يعمل على زيادة عقد البذور "في كل زيارة لكل نحلة عسل" لخمسة أضعاف حيث إن التفاعل بين نحل العسل والنحل البري الموجود بكثافة يؤدي إلى انتقال نحل العسل بشكل أكبر من صفوف الذكور إلى صفوف الإناث، وهذا يؤدى إلى زيادة فعالية الزيارة. وبشكل عام، على الرغم من أن مساهمة النحل البري قليلة في زيادة التلقيح في نباتات دوار الشمس بشكلٍ مباشر، إلا أنها ساهمت في مضاعفة فعالية نحل العسل وكذلك مضاعفة خدمات التلقيح التي يقدمها نحل العسل (Greenleaf and Kremen, 2006b).

ثانياً، إنتاج بذور وعقد ثمار أفضل يمكن أن يتحقق من خلال التكامل بين نشاطات نحل العسل والنحل البري مجتمعين وليس من كل مجموعة لوحدها. في الفراولة، سلوك وشكل النحل البري تعمل بشكل أفضل في تلقيح قاعدة المياسم، بينما نحل العسل يساعد في تلقيح المياسم العلوية. نتيجة زيادة كل من المجموعتين زادت معدلات التلقيح (عدد الآشينات المخصبة/زهرة)، وشجعت على تكوين ثماراً أكبر وبشكل منتظم (Chagnon et al., 1993).

يعتبر النحل التابع للأجناس غير جنس نحل العسل (Non-*Apis*) فعالاً بصورة أكبر في عملية التلقيح من نحل العسل *Apis mellifera* لبعض المحاصيل التي تعتمد على الملقحات الحيوانية لعقد الثمار بما في ذلك البرسيم، والتوت الأزرق والتوت البري (Parker et al., 1987; Delaplane and Mayer, 2000). في هذه المحاصيل، لا يستطيع نحل العسل القيام بالآلية المناسبة التي تسمح بعملية التلقيح (Proctor et al., 1996). وفي الغالب يستورد المزارعون كميات كبيرة من نحل العسل، آملين بأن زيادة أعداد النحل السارح والزيارات تؤدي إلى زيادة عدد مرات التلقيح الناجحة. وقد تم تربية بعض الملقحات البديلة بعض الأحيان، بما في ذلك النحل القاطع لأوراق نبات البرسيم

Megachile rotundata ونحل النوميا *Nomia melanderi* بالنسبة لنبات البرسيم، أو النحل البنّاء *Osmia* spp. بالنسبة للتوت الأزرق، ولكن استخدام هذه الملقحات ليس منتشراً (انظر Cranc, 1990 الجدول ٥,٨). في بعض الحالات، يعتمد المزارعون اعتماداً كاملاً على النحل البري. ففي السبعينات من القرن العشرين في كندا، أصبح مزارعو التوت البري على وعيٍ كامل بأهمية اعتمادهم على الملقحات الطبيعية عندما أدى استخدام مبيد الفينتروثيون لمكافحة دودة البراعم في الغابات المجاورة للحقول إلى التقليل من مجتمعات الملقحات، الأمر الذي ارتبط وبشكل معنوي واضح مع نقص إنتاجية المحاصيل (Kevan and Plowright, 1989).

العديد من محاصيل الخضراوت والفواكه الاقتصادية والتي تُلقح ذاتياً تستفيد أيضاً من عملية التلقيح بواسطة الحشرات من خلال زيادة عقد الثمار وحجمها (Klein et al., 2007). وقد يرجع سبب هذه الميكانيكية إلى زيادة أعداد حبوب اللقاح التي يتم نقلها بواسطة الملقح خلال عملية التلقيح الذاتي أو التلقيح الخلطي، أو كلتيهما، لتظهر مساهمة العوامل الوراثية والفسيولوجية في عملية الإخصاب، وعقد الثمار ونموها (Proctor et al., 1996; Delaplane and Mayer, 2000). مربو النباتات ذات التلقيح الذاتي لا يستوردون ملقحات (باستثناء حالة البندورة في البيوت البلاستيكية، والتي تحتاج أزهارها إلى اهتزازات من خلال الريح أو الحشرات، من أجل إطلاق حبوب اللقاح)، لذلك فإن زيادة عملية إنتاج الثمار، بسبب تدخل الحيوان في عملة التلقيح في المحاصيل ذات التلقيح الذاتي ترجع عادة لزيارة النحل البري لهذه النباتات (Klein et al., 2003a, Ricketts et al., 2004; Greenleaf and Kremen, 2006a).

ويمكن أن تكون زيارة بعض الحشرات محددة ومقيدة لعملية تلقيح المحصول. فالحشرات التي تقوم بعمل ثقب في أسفل تويج الزهرة من أجل امتصاص الرحيق يمكن أن تُقلل من جاذبية الزهرة وتعيق الحشرات الأخرى من زيارتها وتلقيحها (Irwin et al., 2001). الحشرات التي تقوم بزيارة أزهار عدة أصناف من النباتات يمكن

أن تنقل حبوب لقاح مختلفةً أثناء زيارتها للزهرة، والتي يمكن أن تعمل على إغلاق الميسم، وتقليل فعالية الزيارة والزيارات اللاحقة من قبل الملقح نفسه أو الملقحات الأخرى. بشكل عام، الأفراد من غير جنس نحل العسل (Non-apis) لا تحافظ على نوع الزهرة التي تقوم بزيارتها خلال رحلاتها كما هو الحال بنحل العسل (Slaa and Biesmeijer, 2005)، لذلك فإنه من المنطق أن النحل البري، من الأجناس غير جنس نحل العسل، يمكن أن تُقلل من الخدمات التي يُقدمها نحل العسل من خلال إغلاق الميسم، على الرغم من أنه لا يتوفر أي مثال على ذلك من المحاصيل المعروفة.

تَجمع الحشرات (عادة النحل، والخنافس آكلة حبوب اللقاح) كميات كبيرة من حبوب اللقاح بينما تقوم بتفريغ كميات قليلة على مياسم الزهرة، وقد يكون لذلك آثار سلبية على تلقيح المحاصيل. فالدرجة التي يقيّم بها نوع ما، سواء كان برياً أو مربىً، كملقح للمحاصيل تعتمد على ثلاثة عوامل: (١) السلوك الخاص بنوع الملقح، والذي يُحَدِد نسبة حبوب اللقاح التي تم جمعها إلى تلك التي تم تفريغها على ميسم الزهرة، (٢) تركيبة مجتمع الملقح و(٣) فيما إذا كانت كمية حبوب اللقاح المتوفرة تعتبر عاملاً محدداً. في ظروف محددة (بمعنى إزالة كل حبوب اللقاح المنتجة)، إذا كان أحد الأنواع الملقِحة لديه قدرة عالية على جمع حبوب اللقاح مقارنةً بكمية حبوب اللقاح التي يتم تفريعها على ميسم الأزهار، نسبة لبعض عناصر المجتمع الأخرى، فإن مساهمتها في عملية التلقيح سوف تكون سلبية، والسبب أنها تقوم بإزالة حبوب اللقاح من النظام وبالتالي تمنع احتمالية أن يستفيد منها ملقح آخر في تلقيح الأزهار. أما إذا كانت تقوم بجمع كميات قليلة من حبوب اللقاح مقارنةً بما تضعه على الميسم نسبة إلى أنواع أخرى من الملقحات، أو بسبب عدم وجود أنواع أخرى من الملقحات، فإنها تعمل على زيادة عملية التلقيح (Thomson and Thomson, 1992; Thomson and Goodell, 2001). إذا كانت كمية حبوب اللقاح عاملاً غير مُحددٍ بعملية التلقيح، فإن زيادة الزيارات من أي ملقح يضع أية كميات من حبوب اللقاح تضاف

إلى كمية حبوب اللقاح الكلية في المحصول. وسيعتمد توفير حبوب اللقاح بشكل كبير على الصنف، ونظام تربية النبات وتفاصيل أخرى حول طريقة الإنتاج (مثل نسبة النباتات التي توفر حبوب اللقاح في الحقل).

على الرغم من أن الملقحات من النحل البري قد تزيد أو تحل محل الأصناف التجارية في توفير خدمة التلقيح، فإنه من المهم التعرف على بعض المحددات المتوارثة للخدمة المُقَدَمة من قبل النحل البري. مجتمعات الملقحات البرية متباينة وبشكل واضح من حيث المكان والزمان (Roubik, 2001; Williams et al., 2001)، لذلك فإن الخدمات التي تقدمها قد لا تكون ثابتة كفايةً لتوفير الاحتياجات اللازمة في حالة الزراعات الواسعة والمكثفة. بعكس نحل العسل، الذي يشكل مستعمرات دائمة تصل أعدادها ما بين ٣٠-٥٠ ألف نحلة، النحل البري التابع لأجناس أخرى غير جنس نحل العسل (Non-apis) تكوِّن في العادة مجتمعات صغيرة الحجم، بالأخص في بداية فصل الطيران للأنواع التي تحتوي على عدة أجيال من العاملات في الموسم الواحد.

تُعد الملقحات المرباة تجارياً ضرورية في نجاح الزراعة الحديثة، ولكن الملقحات البرية، غير المرباة، وعلى الرغم من التحذيرات المقدمة سابقاً، فإنها يمكن أن تُقلل من المخاطر بالاعتماد الكلي على نوعٍ واحدٍ أو عددٍ محدود من الأنواع المرباة تجارياً. والمخاطر من الاعتماد على أنواع قليلة من الملقحات التجارية تنبع من: (١) تحديات الحصول على مصدر ثابت من الملقحات التجارية، والقدرة على الحفاظ على مجتمعات الملقح من ناحية وراثية، بالإضافة إلى إدارة المسببات المرضية، ومفترسات نحل العسل والأنواع التجارية الأخرى (National Research Council, 2007)؛ و(٢) محددات خدمات التلقيح التي يوفرها عدد قليل من الأنواع الملقحة (انظر الجزء التالي حول دور التنوع). على سبيل المثال، عاملات نحل العسل تتصل مع بعضها البعض لتحديد أماكن معينة وتحديد نوعية المصادر النباتية. هذا السلوك الاجتماعي يمكن أن يؤدي إلى توظيف عاملات النحل على المحصول الذي يوفر حبوب لقاح ورحيقا، ولكن يمكن أن يؤدي

ببعض العاملات للتركيز على منطقة معينة من المحصول، الأمر الذي يجعل عملية التلقيح غير متماثلة في الحقل. في أسوأ الظروف، عاملات نحل العسل تترك المحصول وبشكل جماعي بحثاً عن مصادر تغذية أكثر جاذبية من المحصول المعني (Free, 1968). على الرغم من تواجد النحل البري بأعداد ليست كبيرة وعلى شكل مجموعات صغيرة متفرقة، إلا أنها يمكن أن تقوم بخدمة مكملة لتلك التي يُقدمها نحل العسل (Chagnon et al., 1993) والملقحات الأخرى المنتشرة في مساحاتٍ واسعة من المحصول (Proctor et al., 1996). وعلى الرغم من تواجدها في مجتمعات صغيرة ومتفرقة، فإن الهدف من إدارة النحل البري هو تدعيم الخدمات التي تقدمها الملقحات المرباة من خلال صيانة مجتمعات الملقحات المختلفة والتي توفر خدمات أكثر ثباتاً من أي نوع من الملقحات البرية (Tilman et al., 1998; Klein et al., 2003b; Kremen et al., 2002b, 2004).

القيمة الاقتصادية لخدمات الملقحات البرية

تعتبر عملية تقدير القيمة الاقتصادية لخدمات الملقحات البرية عملية معقدة لثلاثة أسباب. الأول: وجود منهجيات مختلفة لحساب قيمة الخدمات البرية المتباينةِ النتائج (Kremen et al., 2007). فالقيمة الأقل تتمثل في تكلفة إحلال الملقحات البرية بالملقحات التجارية (Muth and Thurman, 1995). والقيمة الأعلى تتمثل في حساب نسبة الاعتماد الجزئية للمحصول على الملقحات الحيوانية ثم ضرب هذه النسبة بالقيمة الكلية لإنتاج المحصول (Robinson et al., 1989a, 1989b). ثانياً، في الحالات التي يشترك فيها النحل المربى والبري في تقديم الخدمات، فإن تحديد درجة مساهمة كل منها يتطلب إجراء ملاحظات كثيرة في الحقل (Greenleaf and Kremen, 2006b; Olschewski et al., 2006; Priess et al., 2007). ونادراً ما تتوفر مثل هذه المعلومات. اقترح Nabhan وBuchmann (1997) بأن مساهمة النحل البري قد تكون مماثلة لمساهمة النحل المربى، ولكن باستخدام المنهج المبدئي أو الأساسي المقترح من قبل Robinson وزملائه (1989a and 1989b). قام

Vaughan و(2006) Losey بتقدير مساهمة النحل البري في إنتاج الفواكه والخضروات في الولايات المتحدة بما يعادل ٣,٠٧ بليون دولار، وهو أقل من ٢٠٪ من مساهمة نحل العسل الإجمالية (١٧,٠١ بليون دولار). ثالثاً: التفاعل بين النحل البري والنحل المربى والذي يزيد من خدمات التلقيح يحتاج إلى الوصول إلى مستوى جديد من التوثيق الميداني (انظر Chagnon et al., 1993; Greenleaf and Kremen, 2006b) ويمكن أن تزيد قيمة مساهمة النحل البري بشكل كبير جداً. على سبيل المثال، في إنتاج بذور محصول دوار الشمس الهجين المذكور سابقاً، (Greenleaf and Kremen, 2006b) وترجع ما نسبته ٧,٣٪ من القيمة الكلية من إنتاج الولايات المتحدة من دوار الشمس والذي يقدر بحوالي ٢٦,١ مليون دولار للنحل البري من خلال التلقيح المباشر، ولكن هناك ٣٩,٨٪ من خدمات التلقيح تأتي من خلال نحل العسل. والمساهمة المباشرة التي يقدمها نحل العسل بدون تدخل النحل البري تصل إلى ٥٢,٩٪ فقط.

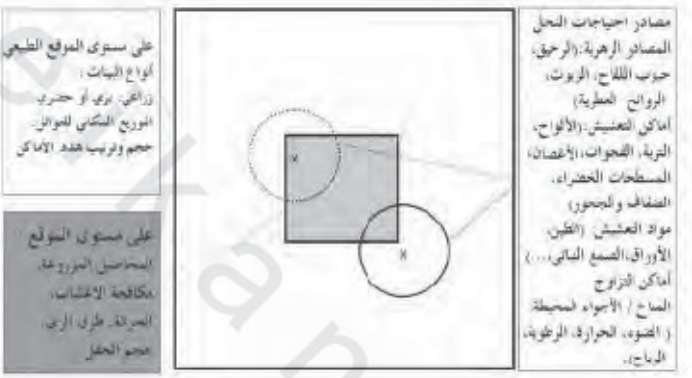
تأثير استخدام الأراضي الزراعية
على مجتمعات النحل البري وخدمات تلقيح المحاصيل

إن استخدام الأرض الزراعية قد يكون له تأثير إيجابي أو سلبي على مجتمعات الملقحات والخدمات التي تُقدمها، وذلك بالاعتماد على كثافة استخدام الأرض، والمدى المكاني (Tscharntke et al., 2005)، والمحيط الحيوي، وعلى الرغم من أن دراسات قليلة تم إجراؤها للتنبؤ بهذه التأثيرات بطريقة دقيقة. إلا أن كلا من عاملي الموقع والتنسيق المكاني والمساحة تعتبر مهمة (انظر الشكل ٢,١). في المحيط الحيوي ذي المناخ المتوسطي في كاليفورنيا حيث تتضمن الزراعة الكثيفة والتي تؤدي إلى تقليل المواطن الطبيعية المحيطة وسيادة المساحات الواسعة من الزراعات الصناعية (من أجل التعريف انظر Tscharntke et al., 2005) أدى إلى تقليل ثراء أنواع نحل التلقيح البري وتوفرها على البطيخ (Kremen et al., 2002b, 2004)، البندورة (Greenleaf and Kremen, 2006a)، دوار

الشمس (Greenleaf and Kremen, 2006b)، مع وجود نقص متلازم في الخدمات المقدمة من النحل البري لهذه المحاصيل. في هذه الدراسات، هناك عامل مشترك يؤثر على انتشار النحل البري وهو توفر المساكن الطبيعية في المناطق المجاورة (غابات البلوط والسنديان) ضمن مسافة عدة كيلومترات من موقع المزرعة. بالإضافة إلى أن نسبة مساحة المساكن الطبيعية أو قربها من المحاصيل كانت ذات علاقة موجبة مع ثراء أصناف النحل البري، وانتشار عدد أعشاشه في المزرعة وحجم وثبات خدمات التلقيح التي يوفرها النحل البري (Kremen et al., 2004; Greenleaf and Kremen 2006a, 2006b; Kim et al., 2006). وكان تأثير نظام إدارة الزراعة المحلي (زراعة تقليدية أو عضوية) ضعيفاً على تجاوب هذه المجتمعات بعد استبعاد عامل التنوع الطبيعي، على الرغم من أن استمرار تواجد أزهار دوار الشمس في مناطق الملقحات البرية كان ذا أهمية مماثلة (Greenleaf and Kremen, 2006b). وكانت أنواع النحل متباينة من حيث الحساسية لمستوى الكثافة الزراعية، ولكن لم يكن هناك أي تأثير إيجابي لوجود الملقحات مع زيادة الكثافة الزراعية (Kremen, 2004). والأنواع التي تُعتبر ملقحات أفضل لمحصول البطيخ كانت أيضا أكثر حساسية للزراعات الكثيفة، وبالتالي فإن هذا يعني أن فقدانها سيؤدي إلى نقص في خدمات التلقيح البرية لمحصول البطيخ (Larsen et al., 2005).

تؤثر المسافة عن مواقع الغابات البرية، في المناطق شبه الإستوائية، بطريقة مماثلة وبشكل معنوي في درجة ثراء وزيارات النحل البري وتلقيح البن في كوستريكا (Richetts, 2004) والجريب فروت في الأرجنتين (Chacoff and Aizen, 2006). هذا النحل البري يتضمن نحلاً اجتماعياً وانفرادياً محلياً ومستعمرات برية من سلالة نحل العسل الإفريقي *A. m. scutellata*. على بعد ١٠٠ متر من حافة الغابة، عدد الزيارات قلت بمقدار ٧٥٪ (Richetts et al., 2004)، على الرغم من أن النقص في خدمات التلقيح لم يتم مشاهدته حتى مسافة ١٦٠٠ متر عن حافة الغابة (Richetts, 2004). بطريقةٍ مماثلة، ثراء وانتظام زيارة النحل البري المحلي الذي يزور الجريب فروت

(*Citrus paradisi*) انخفضت بشكلٍ كبير مع زيادة المسافة عن حدود الغابة في الأرجنتين (بمقدار ٨ أضعاف ضمن مسافة ألف متر)، وعدد مرات الزيارة من خلايا نحل العسل البري *A. m. scutellata*، والتي تشكل حوالي ٩٥٪ من مجمل زيارات النحل، قلت بمقدار الضعف في نفس المسافة (Chacoff and Aizen, 2006).



الشكل (٢,١). رسم تخطيطي يوضح تأثير عوامل الموقع والتنوع الطبيعي على النحل في المناطق الزراعية. الصندوق الرمادي الصغير يعكس المزارع المنتشرة على مساحاتٍ واسعة، والتي تتضمن عدة أنواع من المواطن. الرمز x يعكس موقع التعشيش لكل نحلة أنثى، والدائرة حول كل x تعكس مدى التغذية (السروح) للنحلة. أحد أعشاش الإناث في المزرعة (دائرة داكنة) والأعشاش الأخرى في المزرعة (دوائر منقطة)، ولكن في كلتا الحالتين فإن مجال التغذية يتضمن المزرعة نفسها ومناطق خارج المزرعة. يتطلب النحل وجود أزهار ومصادر لبناء الأعشاش والتي تتوفر ضمن منطقة التغذية الخاصة بها وأثناء فترة رحلة السروح، كذلك توفر المناخ المناسب من أجل الطيران، والتغذية والتزاوج. في محيط المزرعة، لممارسات الإدارة تؤثر على توفر الأزهار ومصادر الأعشاش وتوثر في المناخ من خلال اختيار نوع المحاصيل والممارسات الزراعية، بما في ذلك السيطرة على الأعشاب والري والحراثة. استخدام مبيدات الأعشاب يؤثر على نسبة نفوق النحل ومفترسات ومتطفلات النحل. في محيط المزرعة، التنوع الطبيعي للمواطن يؤثر على تنوع وانتشار مصادر الأزهار ومواقع تأسيس الأعشاش ضمن منطقة تغذية النحل (الدائرة)، والتي تبدو أنها تحتوي على أصناف ذات حجم واسع.

في حقول البن في أندونيسيا، المسافة عن المواطن البرية أثرت في وفرة النحل الاجتماعي وليس النحل الانفرادي، بينما مستوى الإضاءة في الحقل كانت ذات علاقة قوية وموجبة مع زيادة وفرة النحل الانفرادي ومع وجود النحل الاجتماعي والانفرادي. وكان عقد الثمار ذا علاقة معنوية مع كلا العاملين (Klein et al., 2003b). في أشجار الماكاداميا (*Macadamia integrifolia*) في جنوب كوينزلاند وفي نيوساوث ويلز وأستراليا فإن الملقح السائد والأكثر شيوعاً هو النحل البري المحلي، *Trigona carbonaria* وليس من نحل العسل المربى *A. mellifera*، وكان لتواجد الملقح المحلي علاقة مع المسافة عن مساحات غابات نبات الكينيا Eucalyptus ضمن مسافة كيلومتر واحد من البساتين (Heard and Exley, 1994). وعلى العكس، في أثيرتون تيبل لاند في شمال كوينزلاند، حيث لم يكن نحل العسل مربى من أجل التلقيح، فإن المسافة عن الغابة المطرية ارتبطت بتناقص في كل من عدد زيارات نحل العسل البري *A. mellifera* وفي عقد ثمار الماكاداميا، على الرغم من أنه لم يكن هناك ارتباط بين نسبة عقد الثمار لكل عنقود وتوفر نحل العسل *A. mellifera* في كل موقع (Blanche et al., 2006). في نفس المنطقة. زائرات الخنافس للتفاح السكري (*A. squamosa* × *A. chermola*) قلت من حيث التنوع والوفرة مع الابتعاد عن الغابة المطرية، مع وجود نقص في إنتاج الثمار (Blanche and Cunningham, 2005; Pritchard, 2005). وبطريقة مماثلة، انخفضت أعداد النحل البري غير اللاسع (*Trigona* spp.)، ولكن أعداد نحل العسل البري *A. mellifera* لم تتأثر من حيث الوفرة مع زيادة المسافة بين الغابة المطرية وبساتين شجر اللونجان (*Dimocarpus longan*)، وأدى ذلك بالمحصلة إلى حدوث نقص في عقد الثمار (Blanche et al., 2006). في هذا المناخ المتنوع للغابات المدارية والنظم الزراعية، فإن مواقع وبقع الغابات تلعب دوراً مهما في توفير العوائل لملقحات النحل المحلية وغير المحلية بهدف تلقيح المحاصيل وبالتالي توفير خدمات التلقيح.

في المناطق الزراعية المعتدلة في أوروبا مع وجود أراضٍ شبه طبيعية (أراضٍ عشبية كلسية، غابات خشبية، مروج، ومواطن أخرى) المسافة عن هذه المواطن تُؤثر في التنوع ووفرة وخدمات التلقيح المقدمة من قبل النحل الاجتماعي والانفرادي. في كل من نباتي الخردل (*Sinapsis arvensis*) والفجل (*Raphanus sativus*) – الغير متوافقين ذاتياً – عقد الثمار قل بمقدار النصف عند الابتعاد مسافة ٢٥٠م عن المواطن الطبيعية، وقلت مرة أخرى عند الابتعاد لمسافة ١٠٠٠م (Steffan-Dewenter and Tscharntke, 1999). وعلى العكس، فإن توفر أنواع الجنس *Bombus* الشائع في نفس المناطق لم يرتبط مع البعد عن مناطق المواطن الطبيعية، ولكن كان له علاقة إيجابية مع المساحات النسبية للنباتات كثيفة الأزهار مثل البذور الزيتية، والقرنفل ودوار الشمس. هذه النتائج تقود إلى استنتاج بأن توفر حبوب اللقاح والرحيق وبشكل كبير من خلال حقول واسعة في الزراعات الأحادية تساعد في وفرة أنواع معينة من الملقحات (Westphal et al., 2003)، وبالأخص إذا كان توفر مصدر حبوب اللقاح والرحيق خلال هذه المحاصيل متزامناً مع فصل طيران النحل الطنّان.

على الرغم من أن النحل البري أظهر تراجعاً في التنوع على هذه المحاصيل وكذلك في الوفرة والخدمات مع وجود زراعات كثيفة (sensu Tscharntke et al., 2005)، ولكن ليس جميع مجتمعات النحل (بما في ذلك النحل الذي يزور مصادر نباتية غير المحاصيل) أظهرت نفس التنوع واتجاهات الوفرة. على سبيل المثال، في سواحل Pine Barren للأطلنطي، وهي مناطق ساحلية للقسم الشمالي الشرقي من الولايات المتحدة، توفر أنواع النحل في مجموعات في هذه المواطن زاد بطريقة ملحوظة عندما كان محاطاً بشكل كبير بخليط من الزراعات بالمقارنة مع إحاطته بالغابات (Winfree et al., 2007). وتحتوي المواطن الزراعية على وفرة من الملقحات أكثر من مواطن الغابات الطبيعية، وقد وجدت أنواع فريدة في المناطق الزراعية أكثر من تلك

التي وجدت في المناطق التي سبق ذكرها. الغابات في هذه السواحل تتألف من أشجار الصنوبر التي توفر تنوعا قليلا. درجة الوفرة كانت أعلى في المناطق الزراعية منها في المناطق الساحلية. في هذا النظام، أدت الزراعة إلى زيادة وفرة وثراء النحل، مع ملاحظة أن كثافة استخدام الأرض الزراعية منخفضة (تقريباً ٣٠٪ من الأراضي مستخدمة ضمن ١,٦ كم من الأماكن المعاينة) بالمقارنة مع أنظمة الدراسة الأخرى. في هذه الحالة، يمكن أن تُوفر الزراعة مواطن ناجحة ومتتابعة يمكن للنحل البقاء فيها والتي قد تشبه إلى حدٍ كبير المواطن الطبيعية السابقة (Carvell, 2002; Potts et al., 2003; Grixti and Packer, 2006). قد يحدث تأثير الزراعة الإيجابي على مجتمعات التلقيح في حال وجود زراعة تزيد من التنوع الحيوي ضمن مناطق سروح النحل (على سبيل المثال أقل من ٢ كم)، مثل التنوع الزراعي الذي يتضمن مساحات حقلية صغيرة، وخليطا من المحاصيل خلال وبين الحقول، ومجموعات من المحاصيل غير الحقلية، مثل أسيجة الأشجار، الأراضي البور، المروج، غابات الخشب شبه الطبيعية أو أشجار متقزمة (Eltz et al., 2002; Tscharntke et al., 2005).

وبشكلٍ مختصر، وبناءً على دراساتٍ مُوَثقةٍ، فعلى الأرجح تدنت خدمات التلقيح التي تُوفَر من خلال النحل البري في العديد من المناطق والتي يفترض أصلاً أن يُساهم فيها النحل البري بتلقيح المحاصيل. في نفس الوقت، تدنت أعداد خلايا نحل العسل المرباة، وزادت تحديات إدارتها أيضا (National Research Council, 2007). وتوضح القليل من الدراسات وجود نقص في خدمات التلقيح. وهذا يعني أننا لسنا بأزمة حقيقية حتى الآن، ولكن يجب أن نكون مدركين، ويجب أن نتخذ الآن خطواتٍ وقائية. وبشكل خاص، فإن اعتمادنا الكبير على نحل العسل يجعل عملية إنتاج بعض المحاصيل (بالأخص اللوز وبعض المحاصيل البستانية الأخرى) متأثرةً جداً بالنقص المفاجئ وغير المتوقع في وفرة هذه الخلايا، وكما يحدث "وبشكل متزايد" في الولايات المتحدة بعد نقص أعداد خلايا نحل العسل في فصل الشتاء (National Research Council, 2007).

دور التنوع الحيوي

إن وجود تنوع في مجتمع الملقحات البرية يمكن أن يوفر كمية أكبر من خدمات التلقيح لعددٍ أكبر من المحاصيل مع وجود ثبات أكبر بكفاءة التلقيح. فمجتمعات الملقحات الأكثر تنوعاً في النظم الزراعية تؤدي إلى وجود وفرة أكبر ومعدل زيارات أكبر لأزهار المحاصيل (Steffan-Dewenter and Tscharntke, 1999; Klein et al., 2003b; Ricketts, 2004; Larsen et al., 2005; Pritchard, 2005; Chacoff and Aizen, 2006). إن العلاقة الإيجابية الثابتة واللافتة للانتباه بين الوفرة والثراء في هذه الدراسات تقترح ما يفيد بأن فقدان الثراء ونقص الأعداد سوف يعمل على تقليل عدد الزيارات وبالتالي تقليل خدمات التلقيح المتوفرة للمحاصيل من قبل مجتمعات النحل البري، وذلك بوجود ارتباط قوي بين عدد الزيارات وخدمات التلقيح المقدمة في النظم الزراعية (Vazquez et al., 2005).

على الرغم من أن العديد من أنواع الملقحات التي تزور المحاصيل هي ملقحات عامة غير متخصصة، إلا أن العديد من أنواع المحاصيل المختلفة تقوم باجتذاب أنواع محددة وإن تكن متداخلة جزئياً من أنواع الملقحات المحلية المتوفرة. لذلك، فالحفاظ على مجتمعات متنوعة من الملقحات محلياً يُعتبر مهماً من أجل توفير خدمات التلقيح لمجموعة أكثر تنوعاً من المحاصيل. وضمن المحصول الواحد، فإن وجود مجموعة متنوعة من أنواع الملقحات يمكن أن توفر خدمات تلقيح أفضل من توفر نوع واحد منها فقط، والسبب في ذلك يرجع إلى التنوع والاختلاف في سلوك السروح وتلقيح الأزهار (مثال الفراولة، Chagnon et al., 1993) أو التفاعل الذي يمكن أن يؤثر على حركات السروح (مثال: نبات دوار الشمس، Greenleaf and Kremen, 2006b) بين الأنواع المختلفة، وضمن المحصول الواحد، فإن تباين مجتمعات الملقحات يُعتبر مهماً من أجل تأكيد الاستقرار في خدمات التلقيح خلال الزمان والمكان. وهناك العديد من الأسباب التي تدعم هذا التأكيد في السطور اللاحقة. ومن الجانب النظري، نحن نعلم بأن التنوع في

مجتمعات الملقحات والتي يتذبذب فيها الأفراد بشكلٍ عشوائي، ولديهم أنماط متباينة سوف يوفر خدمات أكثر ثباتاً من المجتمع الأقل تنوعاً (تأثير المحافظة على الأنواع، Tilman et al., 1998). والعمل المبدئي يدعم هذه النظرية، فعلى الرغم من أن عدداً قليلاً من الدراسات فقط تم تنفيذه. يمكن القول بأن مجتمعات الملقحات الغنية توفر خدمات تلقيح أكثر ثباتاً لمحصول البطيخ يوماً بعد يوم خلال الموسم (Kremen, unpublished data) ومن شجيرة إلى شجيرة في حقل البن (Klein et al., 2003b; Steffan-Dewenter et al., 2006). ويمكن أن تحتوي مجتمعات الملقحات عاليةِ التنوع حُزمةً من الأنواع التي تتضمن تبايناً سلوكياً وفسيولوجياً واسعاً، ولذلك تكون قادرة على الطيران وتلقيح الأزهار تحت ظروف مناخية متباينة وتعمل على توفير ثبات أكبر في المجتمعات (Herrera, 1995; Bishop and Armbruster, 1999; Klein et al., 2003b).

تتباين مجتمعات الحشرات، وبالأخص النحل، بشكلٍ كبير في البرية من سنةٍ لأخرى، وخلال الموسم وعبر الأماكن (Herrera, 1988; Wolda, 1988; Roubik, 2001; Williams et al., 2001). مثل هذا التذبذب العابر لا يؤثر على خدمات التلقيح في بعض أنواع النباتات ما دام أن هناك تنوعاً في مجتمع الملقحات داخل النظام البيئي أو الزراعي المعني (Williams et al., 2001; Memmott et al., 2004; Morris, 2003). في حالة نُظم زراعة البطيخ، فإن أنواعاً مختلفةً بالكامل من النحل تقوم بالسيادة وزيارة وتلقيح البطيخ في سنتين متتابعتين، وذلك اعتماداً على مساهمة أنواع الملقحات بتلقيح البطيخ في كلا العامين. وعلى كل حال، وَفَرَ المجتمع خدماتٍ كافيةٍ في حالة المزارع ذات التنوع العالي (Kremen et al., 2002b). في كوستاريكا، النقص في وفرة نحل العسل البري غير المحلي *A. m. scutellata* لسنة واحدة تم تعويضه بزيادة وفرة الأنواع المحلية الأخرى (Ricketts, 2004). في هذه الأنظمة، إن إدارة إثراء النحل البري ووجود بعض الأنواع المحَدَدَة بعينها يعتبر أكثر أهميةً في الوصول إلى مستوى ثابت من خدمات التلقيح مقارنةً بإدارة الوفرة العددية.

إدارة مجتمعات وخدمات النحل البري في النظام الزراعي البيئي

الملقحات البرية هي كائنات متحركة تستفيد عادة من تنوع المصادر، وعادةً من مصادر تتواجد في بيئات مختلفة ومتباينة أيضاً (Westrich, 1996 انظر الشكل ١,٢). إن الحفاظ على مجتمعات الملقحات البرية يتطلب فهماً لمتطلبات هذه المصادر واحتياجاتها، ومن ثم إدارة هذه البيئات والمواطن لتوفير مصادر الغذاء وأماكن التعشيش وأماكن البيات الشتوي ومساحات التكاثر. والمصادر يجب أن تكون متوفرة ضمن مناطق السروح والانتشار وعكس ذلك تموت المجتمعات البرية أو تقل معدلات تكاثرها. فإدارة مجتمعات الملقحات يتطلب التفكير ليس فقط على مستوى مساحة الموقع ولكن على مستوى التنوع في الطبيعة وعلى مستوى التنوع في المنطقة.

على سبيل المثال، في كاليفورنيا، هناك العديد من أنواع النحل التي تزور المحاصيل عامة وتتمتع بفترات طيران طويلة (أنواع *Bombus* and *Halictus* ؛ Kremen et al., 2002a). وهي تتطلب وجود مصادر أزهار تمتد من بداية الربيع وحتى منتصف الخريف (كانون ثاني "يناير" وحتى تشرين أول "أوكتوبر" لبعض الأنواع)، وبالتالي يمكن أن تعتمد ليس فقط على الأعشاب ومصادر المحاصيل المتوفرة من المزارع ولكن أيضاً على مساحات النباتات البرية وربما المجاورة مثل الغابات الشاطئية، السنديان والبلوط (Kremen et al., 2002a; Williams and Kremen, 2007). إن نقصان مناطق المواطن الطبيعية ضمن مساحة قطرية معينة لموقع المزرعة (أو عكس ذلك بزيادة المسافة عن تجمعات المواطن الطبيعية، Harrison and Fahrig, 1995) يمكن أن تزيد الجهد والطاقة المبذولة من أجل الحصول على مصادر زهرية ومن ثم إنتاج أجيال أخرى (Orians and Pearson, 1979). والأنواع التي تعتمد على النباتات المحلية بشكل كامل أو لجزء من دورة حياتها يمكن أن تنتهي بشكل كامل أو يقل توفرها في المزارع مع وجود مواطن طبيعية قليلة ضمن منطقة السروح لهذه الأنواع من النحل (مثال ذلك

(Larsen et al., 2005). على العكس، فالمصادر البديلة التي تتوفر في النظام البيئي الزراعي يمكن أن تعوض النقص من المصادر النباتية في المواطن الطبيعية. لقد قام (Williams and Kremen 2007) بمراقبة إنتاج جيل في أعشاش مخبرية للنحل البنّاء *Osmia lignaria* ونحلة البساتين الزرقاء، ووجد أن المصادر النباتية المتوفرة في المزارع العضوية توفر جزئياً بعض المصادر الغذائية للملقحات بدلاً من النباتات البرية المُفضلة من قبل الملقحات البرية، وتُقَلل من اعتماد نحل البساتين البنّاء *O. lignaria* على قرب المواطن الطبيعية من المزارع العضوية خلال فترة تكاثرها. على العكس من ذلك، في المزارع التقليدية التي لا تحتوي على مثل هذه المصادر، فإن معدلات إنتاج النحل البنّاء *Osmia* تقل بشكل واضح مع زيادة البعد عن المواطن الطبيعية، وكان معدل البقاء أقل من معدل الإحلال في المواقع المعزولة.

سوف تختلف أنواع النحل في قدرتها على بناء الأعشاش في المزارع. فبعض أنواع النحل تتطلب أعشاشَ قوارض أو فجواتٍ خشبية لبناء أعشاشها، وقد لا تكون هذه الأعشاش متوفرة في مواقع المزارع. والنحل الذي يحفر أعشاشه في الأرض قد يعاني من النفوق نتيجة فيضان مياه الري والحراثة إذا وضَعت أعشاشها في أرض زراعية (Shuler et al., 2005). في كاليفورنيا، وُجد أن أقل من نصف أنواع النحل التي تقوم بتلقيح نبات دوار الشمس والتي تبني أعشاشاً أرضية، تبني أعشاشها ضمن الحقول المزروعة بنباتات دوار الشمس (Kim et al., 2006). إذا كانت الأعشاش خارج هذه الحقول، فإنها سوف تُحَدِدْ المسافة التي يمكن أن تقطعها من أجل الحصول على الغذاء، وهكذا فإن الحقل يقع ضمن مدى السروح وسوف يحصل على خدمات التلقيح. ومدى السروح يختلف بشكلٍ واسعٍ بين الأنواع وله علاقة بحجم الجسم، في كاليفورنيا مدى السروح للنحل أقل من ٢ كيلومتر (Greenleaf et al., 2007).

يبدو واضحاً أن إدارة الأماكن الطبيعية وعلى مستوى الموقع تغدو ضروريةً من أجل استعادة والحفاظ على استمرارية مجتمعات الملقحات والحصول على خدماتها. كم

من الأرض يكفي لتوفير مجتمعاتٍ مستدامةٍ وخدماتٍ تلقيحٍ مستقرة؟ عددٌ قليل من الدراسات طَرحت هذه القضية، ولا زال هناك عملٌ كثير يجب أن يُنفذ في هذا المجال. لاحظ (Kremen et al., 2004) أن هناك علاقةً خطيةً لوغارتميةً بين خدمات التلقيح المتوفرة للبطيخ ونسبة المساحة التي تحتوي على مواطنَ طبيعيةٍ ضمن عدة كيلومترات من المزرعة. خدمات تلقيح كاملة يمكن توفيرها من خلال النحل البري في حال وجود مواطن طبيعية بنسبة ٣٠٪ أو أكثر. نحن نعلم القليل عن عدد الحُزم من الأماكن الطبيعية التي يجب أن تتوفر من أجل توفير تلقيح للمحاصيل في المحيط الزراعي، لأن العديد من مجتمعات الملقحات لا تعتمد فقط على المصادر الطبيعية أو شبه الطبيعية، ولكنها تستفيد من العناصر المتوفرة في كل من المناطق الطبيعية والزراعية على حدٍ سواء، والسؤال الأفضل هو: كم حجم التعقيد الذي يجب أن يتوفر في المساكن الطبيعية من أجل تأكيد قدرة مجتمعات الملقحات على البقاء والديمومة؟ (Tscharntke et al., 2005) بالإضافة إلى ذلك، نحن نعلم القليل حول العوامل التي تحدد مجتمعات النحل. هل هي مصادر الأزهار، أم مواقع الأعشاش، أو كلاهما؟ ما هو الدور الذي تلعبه المفترسات والمتطفلات والأمراض في التأثير على مجتمع النحل؟ وكيف أن هذه العوامل تتجاوب مع تركيبة المَواطن الطبيعية؟

على الرغم من أن معرفتنا غير كاملة، فإن هناك الكثير من العمل يمكن أن يُنفذ من أجل تحسين وضع الملقحات البرية في المناطق الزراعية، سواءً على صعيد الموقع (الحقل) أو في تدريج الأماكن الطبيعية. فإن إدارة الأرض قد تتضمن تقديم مجموعة واسعة من المحاصيل، فالسماح للمحاصيل التي تُغطي المنطقة بأن تزهر أو ترك الأعشاب الحدية، أو زراعة أسيجة عشبية تتألف من مجموعة واسعة من النباتات المناسبة تعمل على دعم الملقحات، كما أن إدارة الأرض تتضمن إنشاء رقعٍ صغيرةٍ من الأراضي المكشوفة التي تسمح ببناء الأعشاش، أو وضع صناديق النحل الطنّان وأعشاش فخية وترك مساحات صغيرة من الخشب من أجل بناء الأعشاش في

الفجوات (Vaughan et al., 2004). إن منتجي البرسيم في مناطق شرق أوروبا، يقومون بشكلٍ ناجح بإدارة الملقحات البرية، نحل البرسيم رمادي الشعر، (*Rhophitoides canus*) من خلال التوقيت الجيد وعملية قص البرسيم بطريقةٍ حذرة بحيث تتوفر أزهار البرسيم خلال دورة حياة الملقح، بالإضافة لترك أرض عارية أثناء ذروة بناء الأعشاش (Bosch, 2005). في المملكة المتحدة، المنتجون يزرعون الأزهار على أطراف الحقول من أجل تعزيز انتشار الملقحات في المزرعة (Dover, 1997; Carvell et al., 2004). التركيبة المختارة من النباتات يمكن أن يكون لها دور مهم في تحديد انتشار الملقحات وتنوعها (Gurr et al., 2004; Pywell et al., 2005)، ولكن من غير المعروف إن كان وجود هذه الخطوط في الحقل يعمل على تعزيز حجم المجتمع ويزيد مقاومة الملقحات أو يعمل على إعادة توزيعها في المنطقة الطبيعية فحسب.

مثل هذا التغيير البسيط في أسلوب الزراعة قد يعمل على توفير مصادر الأزهار والأعشاش للنحل بدون إضافة أية تكلفة أو مع تكلفة منخفضة جداً على المزارع. هذه الممارسات تعمل على زيادة وفرة وتنوع المجتمعات أكثر من كونها تعمل على إعادة توزيع الأفراد، التغييرات البسيطة التي يمكن أن تحدث بشكل موسمي تكون ذات تكاليف زهيدة ولها مردود وعوائد واضحة على المزارع، كما أنها توفر على المزارع نفقات استئجار خلايا نحل العسل من أجل عملية التلقيح إلى المزرعة (Kremen et al., 2002b). مثل هذه الممارسات الإدارية يمكن أن تحّول المزرعة من مستهلك إلى مُصدر للنحل المحلي من خلال زيادة معدلات تكاثر هذه الملقحات بدرجةٍ تفوق عملية الإحلال (sensu Pulliam, 1988). في كاليفورنيا، المزارع العضوية تُشكل مَسكناً بالنسبة لمجتمعات نحل البساتين البنّاء *O. lignaria* التجريبية مقارنة بالمزارع التقليدية، والتي تعمل كمستهلكة مع وجود معدلات إنتاج تفوق معدلات الإحلال في المزارع العضوية ولكن معدلات الإحلال أقل في المزارع التقليدية (Williams and Kremen, 2007). إن إدارة المناطق الطبيعية يمكن أن تتم من خلال تنسيق الجهود بين المنتجين من أجل بناء مساحات

"بقع" واسعة من مزارع صديقة بالنحل الملقح وزيادة عملية الارتباط بينهم من خلال إضافة وزراعة نباتات تساعد على ذلك. مثل هذه الممارسات تعتبر أكثر صعوبةً، ومكلفةً عند التطبيق ولكنها يمكن أن تحدث في حالة اعتماد خدمات بيئية متعددة (Balvanera et al., 2001). وهنالك العديد من الحالات التي يمكن من خلالها الاستفادة الاقتصادية من خلال زيادة خدمات التلقيح بمفردها وتكون كافية ويمكن من خلالها تحمل تكاليف إدارة المواقع والأماكن الطبيعية للملقحات البرية (Olshewski et al., 2006).

المراجع العلمية

Balvanera, P., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Ricketts, T. H., Bailey, S. A., Kark, S., et al. (2001). Conserving biodiversity and ecosystem services: Conflict or reinforcement? Science, 291, 2047.

Batra, S. W. T. (2001). Coaxing pollen bees to work for us. In C. Stubbs and F. Drummond (Eds.), Bees and crop pollination: Crisis, crossroads, conservation (85-93). Lanham, MD: Entomological Society of America.

Beetsma, J. (1994). The Varroa mite: A devastating parasite of western honey bees and an economic threat to beekeeping. Outlook on Agriculture, 23, 169-175.

Bishop, J. A., and Armbruster, W. S. (1999). Thermoregulatory abilities of Alaskan bees: Effects of size, phylogeny and ecology. Functional Ecology, 13, 711-724.

Blanche, R., and Cunningham, S. A. (2005). Rain forest provides pollinating beetles for atemoya crops. Journal of Economic Entomology, 98, 1193-1201.

Blanche, R., Ludwig, J. A., and Cunningham, S. A. (2006). Proximity of rainforest enhances pollination and fruit set orchards. Journal of Applied Ecology, 43, 1182-1187.

Bosch, J. (2005). The contribution of solitary bees to crop pollination: From ecosystem service to pollinator management. In J. M. Guerra-Sanz, A. Roldin, and A. Mena Granero (Eds.), First short course on pollination of horticulture plants (151-165). Almeria, Spain: CIFA La Mojonera.

Carvell, C. (2002). Habitat use and conservation of bumble bees (Bombus spp.) under different grassland management regimes. Biological Conservation, 103, 33-49.

Carvell, C., Meek, W. R., Pywell, R. P., and Nowakowski, M. (2004). The response of foraging bumble bees to successional changes in newly created arable field margins. Biological Conservation, 118, 327-339.

Chacoff, N., and Aizen, M. (2006). Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. Journal of Applied Ecology, 43, 18-27.

Chagnon, M., Gingras, J., and Deoliveira, D. (1993). Complementary aspects of strawberry pollination by honey and indigenous bees (Hymenoptera). Journal of Economic Entomology, 86, 416-420.

Crane, E. (1990). Bees and beekeeping: Science, practice and world resources. Ithaca, NY: Comstock.

Delaplane, K. S., and Mayer, D. F. (2000). Crop pollination by bees. New York: CABI.

Dover, J. W. (1997). Conservation headlands: Effects on butterfly distribution and behaviour. Agriculture Ecosystems and Environment, 63, 31-49.

Eltz, T., Bruhl, C. A., van der Kaars, S., and Linsenmair, K. E. (2002). Determinants of stingless bee nest density in lowland dipterocarp forests of Sabah, Malaysia. Oecologia, 131, 27-34.

Elzen, G. W., and Hardee, D. D. (2003). United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service research on managing insect resistance to insecticides. Pest Management Science, 59, 770-776.

Free, J. B. (1963). The flower constancy of honey bees. Journal of Animal Ecology, 32, 119-131.

----(1968). Dandelion as a competitor to fruit trees for bee visits. Journal of Applied Ecology, 5, 169-178.

----(1993). Insect pollination of crops. San Diego, CA: Academic Press.

Greenleaf, S., and Kremen, C. (2006a). Wild bee species increase tomato production but respond differently to surrounding land use in Northern California. Biological Conservation, 133, 81-87.

Greenleaf, S. S., and Kremen, C. (2006b). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA, 103, 13890-13895.

Greenleaf, S., Williams, N., Winfree, R., and Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationships to body size. Oecologia, 153, 589-596.

Griffi ths, D. (1986). Summary of the present status of varroatosis in Europe. In R. Cavalloro (Ed.), European research on varroatosis control (11-13). Rotterdam, Netherlands: Balkema.

Grixti, J. C., and Packer, L. (2006). Changes in the bee fauna (Hymenoptera: Apoidea) of an old field site in southern Ontario, revisited after 34 years. Canadian Entomologist, 138, 147-164.

Gurr, G. M., Wratten, S. D., and Altieri, M. (2004). Ecological engineering for pest management: Advances in habitat manipulation for pest management. Melbourne, Australia: CSIRO.

Harrison, S., and Fahrig, L. (1995). Landscape pattern and population conservation. In L. Hansson, L. Fahrig, and G. Merriam (Eds.), Mosaic landscapes and ecological processes (293-308). London: Chapman and Hall.

Heard, T. A., and Exley, E. M. (1994). Diversity, abundance, and distribution of insect visitors to macadamia fl owers. Environmental Entomology, 23, 91-100.

Herrera, C. M. (1988). Variation in mutualisms: The spatio-temporal mosaic of a pollinator assemblage.

Biological Journal of the Linnean Society, 35, 95-125.

----(1995). Microclimate and individual variation in pollinators: Flowering plants are more than their fl owers. Ecology, 76, 1516-1524.

Irwin, R. E., Brody, A. K., and Waser, N. W. (2001). The impact of fl ower larceny on individuals, populations, and communities. Oecologia, 129, 161-168.

Kevan, P. G., Clark, E. A.,and Thomas, V. G. (1990). Insect pollinators and sustainable agriculture. American Journal of Alternative Agriculture, 5, 12-22.

Kevan, P. G., and Phillips, T. P. (2001). The economic impacts of pollinator declines: An approach to assessing the consequences. Conservation Ecology, 5, 8.

Kevan, P. G., and Plowright, R. C. (1989). Fenitrothion and insect pollinators. In W. R. Ernst, P. A. Pearce, and T. L. Pollock (Eds.), Environmental effects of fenitrothion use in forestry: Impacts on insect pollinators, songbirds, and aquatic organisms (13-42). Dartmouth, Nova Scotia: Environment Canada, Conservation and Protection, Atlantic Branch.

Kim, J., Williams, N., and Kremen, C. (2006). Effects of cultivation and proximity to natural habitat on ground-nesting native bees in California sunfl ower fields. Journal of the Kansas Entomological Society, 79, 309-320.

Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., and Tscharntke, T. (2003a). Bee pollination and fruit set of Coffea arabica and C. canephora (Rubiaceae). American Journal of Botany, 90, 153-157.

----(2003b). Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. Proceedings of the Royal Society of London: Series B. Biological Sciences, 270, 955-961.

Klein, A. M., Vaissière, B., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., et al. (2007). Importance of crop pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the Royal Society of London: Series B. Biological Sciences, 274, 303-313.

Komeili, A. B. (1988). The impact of the Varroa mite on Iranian commercial beekeeping. American Bee Journal, 128, 423-424.

Kremen, C. (2004). Pollination services and community composition: Does it depend on diversity, abundance, biomass, or species traits? In B. M. Freitas and J. O. P. Pereira (Eds.), Solitary bees: Conservation, rearing and management for pollination (115-124). Ceara, Brazil: University Dederal do Ceara.

Kremen, C., Bugg, R. L., Nicola, N., Smith, S. A., Thorp, R. W., and Williams, N. M. (2002a). Native bees, native plants and crop pollination in California. Fremontia, 30, 41-49.

Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Harren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., et al. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. Ecology Letters, 10, 299-314.

Kremen, C., Williams, N. M., Bugg, R. L., Fay, J. P., and Thorp, R. W. (2004). The area requirements of an ecosystem service: Crop pollination by native bee communities in California. Ecology Letters, 7, 1109-1119.

Kremen, C., Williams, N. M., and Thorp, R. W. (2002b). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensifi cation. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA, 99, 16812-16816

Larsen, T. H., Williams, N., and Kremen, C. (2005). Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. Ecology Letters, 8, 538-547.

Losey, J. E., and Vaughan, M. (2006). The economic value of ecological services provided by insects. Bioscience, 56, 311-323.

Memmott, J., Waser, N. M., Price, M. V. (2004). Tolerance of pollination networks to species extinctions. Proceedings of the Royal Society of London: Series B. Biological Sciences, 271, 2605-2611.

Morandin, L. A., and Winston, M. L. (2005). Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modifi ed canola. Ecological Applications, 15, 871-881.

Morris, W. (2003). Which mutualists are most essential? Buffering of plant reproduction against the extinction of pollinators. In P. Kareiva and S. A. Levin (Eds.), The importance of species: Perspectives on expendability and triage (260-280). Princeton, NJ: Princeton University Press.

Morse, R. A., and Goncalves, L. S. (1979). Varroa disease: A threat to world beekeeping. Bee Culture, 107, 179-181.

Muth, M. K., and Thurman. W. N. (1995). Why support the price of honey? Choices, 10, 19-22.

Nabhan, G. P., and Buchmann, S. (1997). Services provided by pollinators. In G. C. Daily (Ed.), Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems (133-150). Washington, DC: Island Press.

National Research Council. (2007). Status of pollinators in North America. Washington, DC: National Academies Press.

Olschewski, R., Tscharntke, T., Ben?tez, P. C., Schwarze, S., and Klein, A. (2006). Economic evaluation of pollination services comparing coffee landscapes in Ecuador and Indonesia. Ecology and Society, 11. Retrieved 2007 from http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss11/art17.

Orians, G., and Pearson, N. (1979). On the theory of central place foraging. In D. J. Horn, B. R. Stairs, and R. D. Mitchell (Eds.), Analysis of ecological systems (155-177). Columbus: Ohio State University Press.

Parker, F. D., Batra, S. W. T., and Tepedino, V. J. (1987). New pollinators for our crops. Agricultural Zoology Reviews, 2, 279-304.

Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., O'Toole, C., Roberts, S., and Willmer, P. (2003). Response of plant-pollinator communities following fire: Changes in diversity, abundance and reward structure. Oikos, 101, 103-112.

Priess, J., Mimler, M., Klein, A., Schwarze, S., Tscharntke, T., and Steffan-Dewenter, I. (2007). Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. Ecological Applications, 17, 407-417.

Pritchard, K. (2005). The unseen costs of agricultural expansion across a rainforest landscape: Depauperate pollinator communities and reduced yield in isolated crops. Unpublished master's thesis, James Cook University, Queensland, Australia.

Proctor, M., Yeo, P., and Lack, A. (1996). The natural history of pollination. Portland, OR: Timber Press.

Pulliam, H. R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. American Naturalist, 132, 652-661.

Pywell, R. F., Warman, E. A., Carvell, C., Sparks, T. H., Dicks, L. V., Bennett, D., et al. (2005). Providing foraging resources for bumble bees in intensively farmed landscapes. Biological Conservation, 121, 479-494.

Ricketts, T. H. (2004). Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. Conservation Biology, 18, 1262-1271.

Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., and Michener, C. D. (2004). Economic value of tropical forest to coffee production. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA, 101, 12579-12582.

Robinson, W. S., Nowogrodzki, R., and Morse, R. A. (1989a). The value of honey bees as pollinators of U.S. crops. American Bee Journal, 129, 477-487.

----1989b. The value of honey bees as pollinators of U.S. crops. American Bee Journal, 129, 411-423.

Roubik, D. (1995). Pollination of cultivated plants in the tropics. Rome: Food and Agriculture Organization.

----2001. Ups and downs in pollinator populations: When is there a decline? Conservation Ecology, 5, 2.

Shuler, R. E., Roulston, T. H., and Farris, G. E. (2005). Farming practices infl uence wild pollinator populations on squash and pumpkin. Journal of Economic Entomology, 98, 790-795.

Slaa, J., and Biesmeijer, K. (2005). Flower constancy. In A. Dafni, P. G. Kevan, and B. C. Husband (Eds.), Practical pollination biology (381-400). Cambridge, Ontario, Canada: Enviroquestion.

Steffan-Dewenter, I., and Tscharntke, T. (1999). Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. Oecologia, 121, 432-440.

Steffan-Dewenter, I., Klein, A.-M., Gaebele, V., Alfert, T., and Tscharntke, T. (2006). Bee diversity and plant-pollinator interactions in fragmented landscapes. In N. M. Waser and J. Ollerton Eds., Specialization and generalization in plant-pollinator interactions (387-410). Chicago: University of Chicago Press.

Thomson, J. D., and Goodell, K. (2001). Pollen removal and deposition by honeybee and bumblebee visitors to apple and almond fl owers. Journal of Applied Ecology, 38, 1032-1044.

Thomson, J. D., and Thomson, B. A. (1992). Pollen presentation and viability schedules in animalpollinated plants: Consequences for reproductive success. In R. Wyatt (Ed.), Ecology and evolution of plant reproduction: New approaches (1-24). New York: Chapman and Hall.

Tilman, D., Lehman, C. L., and Bristow, C. E. (1998). Diversity-stability relationships: Statistical inevitability or ecological consequence? American Naturalist, 151, 277-282.

Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., and Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensifi cation and biodiversity: Ecosystem service management. Ecology Letters, 8, 857-874.

Vaughan M., Shepard, M., Kremen, C., and Black, S. H. (2004). Farming for bees: Guidelines for providing native bee habitat on farms. Portland, OR: The Xerces Society.

Vizquez, D. P., Morris, W. F., and Jordano, P. (2005). Interaction frequency as a surrogate for the total effect of animal mutualists on plants. Ecology Letters, 8, 1088-1094.

Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., and Tscharntke, T. (2003). Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. Ecology Letters, 6, 961-965.

Westrich, P. (1996). Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. H. Williams (Eds.), The conservation of bees (1-16). London: Academic Press.

Williams, N., and Kremen, C. (2007). Floral resource distribution among habitats determines productivity of a solitary bee, Osmia lignaria, in a mosaic agricultural landscape. Ecological Applications, 17, 910-921.

Williams, N. M., Minckley, R. L., and Silveira, F. A. (2001). Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. Conservation Ecology, 5, 7.

Winfree, R., Griswold, T., and Kremen, C. (2007). Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. Conservation Biology, 21, 213-223.

Wolda, H. (1988). Insect seasonality: Why? Annual Review of Ecology and Systematics, 19, 1-18.