

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCION DE POSGRADO



**DIVERSIDAD Y PRODUCTIVIDAD DE AVES EN PASTIZALES RESTAURADOS EN EL
VALLE DEL RIO PLATTE, CENTRO-SUR DE NEBRASKA, EUA.**

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS CON
ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

PRESENTA

FELICIANO JAVIER HEREDIA PINEDA

LINARES, N. L. MEX., DICIEMBRE 2012.

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCION DE POSGRADO

**DIVERSIDAD Y PRODUCTIVIDAD DE AVES EN PASTIZALES RESTAURADOS EN EL
VALLE DEL RIO PLATTE, CENTRO-SUR DE NEBRASKA, EUA.**

TESIS

Como requisito parcial para obtener el grado de DOCTOR EN CIENCIAS
con Especialidad en Manejo de Recursos Naturales

Presentada por
Feliciano Javier Heredia Pineda

Comité de Tesis



Dra. Laura M. Scott Morales
Directora de Tesis



Dr. Mauricio Cotera Correa
Asesor



Dr. Eduardo Estrada Castellón
Asesor



Dra. Marisela Pando Moreno
Asesor



Ph. D. Felipe Chávez Ramírez
Gulf Coast Observatory Birds
Asesor Externo

AGRADECIMIENTOS

Deseo dar las gracias de una manera sincera, a todas aquellas personas e Instituciones de quienes de alguna manera recibí muestras de apoyo, aportando para mi, su experiencia, su tiempo y sus francos deseos para alcanzar mis sueños. Mi agradecimiento a la Facultad de Ciencias Forestales a través de la Subdirección de Posgrado, por darme un lugar en el Programa de Doctorado, a la gentileza, trato humano, profesional y consejos de los Doctores Eduardo Treviño, Oscar Aguirre, Javier Jiménez, Humberto González, César Cantú y al Dr. Enrique Jurado. Mi gratitud a todos ellos por tolerar mi tardanza y por todo su apoyo para culminar el presente. Muchas gracias al CONACYT por otorgarme una beca de manutención durante mi estancia en el posgrado. Mil gracias a mi comité de Tesis, a la Doctora Laura Scott-Morales, por valorar mi esfuerzo y dirigir mi trabajo, por sus revisiones, sus comentarios, y hasta sus llamadas de atención (todas merecidas), por sus sugerencias, y sobre todo por su paciencia para soportar mi terquedad y mis indecisiones. Al Dr. Felipe Chávez-Ramírez, por invitarme a trabajar en los pastizales de Nebraska, por aceptar ser nuevamente mi asesor externo, gracias por su hospitalidad, sus atenciones y por todo el apoyo que recibí de él y de todo su equipo de trabajo mientras estuve en el Trust. Muchas gracias al Dr. Mauricio Cotera-Correa y a la Dra. Marisela Pando-Moreno, por su apoyo siempre ahí, por sus comentarios y alternativas para el manejo de la información, gracias también al Dr. Eduardo Estrada-Castillón por su ayuda para el manejo de datos, por su amistad y por todas sus finas atenciones. A los doctores Dan Kim, Jorge Nocedal y Luis E. Ramírez Yáñez, por todo su apoyo en Nebraska. Mi eterna gratitud a mis compañeros de posgrado de diferentes generaciones, y amigos excepcionales con quienes tuve la fortuna de compartir muchos momentos y experiencias, todos muy gratos, en particular a Mario García-Aranda, Jonás Delgadillo Villalobos, a Dino U. González, Jorge Arturo Alba, Rogelio Hernández, Juanita Castillo, Claudia Doria (mi hermanita), a Guillermo Romero-Figueroa, Justin Anderson, Héctor E. Weir, Romeo Tinajero, así como a los Doctores Luis Rocha, José Gpe. Martínez-Avalos, Alejandro Lozano-Cavazos, Jorge Méndez e Ismael Cabral. A mi familia, mi esposa Lorena y a nuestros dos tesoros, Andrea y Karla, por su cariño total y su paciencia. Mi agradecimiento para los Ing. Enrique Acuña, Enrique Cisneros, y al Biol. Heladio Linares, por ofrecerme un espacio en TERRA AMBIENTE, al igual que a la Biol. Magdalena Rovalo y al Dr. Mauricio de la Maza en PRONATURA NE, por impulsarme a cumplir cabalmente mis compromisos, y finalmente, a mis padres, a mis hermanos y mis queridos suegros. A todos ellos muchas gracias!!

DEDICATORIA

Con mucho cariño para mi esposa Lorena Maribel y a mis padres Feliciano y Martha Luz.

CONTENIDO	Página
AGRADECIMIENTOS.....	i
LISTA DE TABLAS	ii
LISTA DE FIGURAS	iii
1. INTRODUCCION Y JUSTIFICACION	1
1.1.- Introducción	1
1.2.- Justificación	7
1.3.- Áreas de estudio.....	8
1.4.- Objetivo general.....	11
1.5.- Metodología	11
1.5.1.- Colecta de información	11
1.5.1.1.- Observación y conteo de aves	11
1.5.1.2.- Componentes de hábitat	12
2. RIQUEZA, DENSIDAD Y DIVERSIDAD DE AVES EN PASTIZALES MIXTOS RESTAURADOS EN EL VALLE DEL RÍO PLATTE, EN EL CENTRO-SUR DE NEBRASKA, EUA.	14
2.1.- Introducción	14
2.2.- Hipótesis.....	17
2.3.- Objetivo general.....	17
2.3.1.- Objetivos específicos.....	17
2.4.- Metodología	17
2.4.1.- Conteo de aves	17
2.4.2.- Análisis de información	18
2.5.- Resultados	19
2.5.1.- Riqueza y diversidad de aves por temporadas reproductivas	20
2.5.2.- Densidad de aves.....	23
2.5.3.- Relaciones de aves y componentes de hábitat	27
2.6.- Discusión de resultados	29
2.7.- Conclusiones	33
2.8.- Literatura citada	36
3. NIDOS Y PRODUCTIVIDAD DE AVES EN PASTIZALES MIXTOS RESTAURADOS EN EL VALLE DEL RÍO PLATTE, EN EL CENTRO-SUR DE NEBRASKA, EUA.	42
3.1.- Introducción	42
3.2.- Objetivo general.....	43
3.2.1.- Objetivos específicos.....	43
3.3.- Metodología	43
3.3.1.- Búsqueda y monitoreo de nidos	43
3.3.2.- Análisis de información	44
3.4.- Resultados.....	45

3.4.1.- Nidos y tamaños de nidadas	45
3.4.2.- Parasitismo reproductivo	48
3.4.3.- Depredación de nidos: huevos y polluelos	51
3.4.4.- Tasas de Productividad	54
3.5.- Discusión	56
3.6.- Conclusiones	59
3.7.- Literatura citada	61
4. DISCUSIÓN GENERAL	64
4.1.- Conclusiones generales.....	67
4.2.- Literatura citada	69
5. ANEXOS	76

LISTA DE TABLAS

Tabla	Página
1. Clases de edad en restauración y coordenadas de referencia de los sitios en restauración.....	10
2. Especies de aves totales registradas asociadas a pastizales y especies asociadas con bordes de pastizal en áreas restauradas con quemas prescritas con y sin pastoreo en pastos mixtos en el valle del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska, veranos 2005-2007	19
3. Riqueza de especies total anual promedio (\pm DS), observadas en pastizales mixtos con diferentes edades en restauración con y sin pastoreo en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA, veranos 2005-2007.....	21
4. Componentes de la vegetación promedio (\pm DS) en pastizales mixtos con diferentes edades en restauración con y sin pastoreo en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA, veranos 2005-2007.....	27
5. Análisis de regresión escalonada de relaciones de densidad de especies selectas y características de vegetación, con análisis independientes para cada clase de edad en restauración con y sin pastoreo para cada temporada reproductiva, en pastizales mixtos en restauración, en el valle del río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas reproductivas 2005-2007. CP: con pastoreo, y SP: sin pastoreo. CME: Cuadrado Medio del Error....	28

6.	Número de nidos totales por especie, observados en cada periodo de restauración durante las temporadas 2005 al 2007, en pastizales restaurados, en los márgenes del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska EUA. % (aporte porcentual de nidos totales por especie). Temporadas reproductivas 2005 (05), 2006 (06) y 2007 (07). CP: restauración con pastoreo, SP: restauración sin pastoreo.....	47
7.	Porcentaje anual (%) de nidos parasitados en especies hospederas*, observados, en pastizales mixtos bajo diferentes periodos o clases de edad en restauración, en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas reproductivas de 2005 al 2007.....	49
8.	Porcentaje anual (%) de nidos en los que al menos un polluelo hospedero dejó el nido satisfactoriamente en pastizales mixtos bajo diferentes periodos de restauración, en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas reproductivas de 2005 al 2007.....	54

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1. Localización del área de estudio, Wood River, centro-sur de Nebraska, EUA.....	8
2. Localización de las áreas de pastizal en restauración, en la región, centro-sur de Nebraska, EUA.....	9
3. Parámetros de temperatura y precipitación, registrados durante el periodo 2005-2007, en áreas de influencia de los sitios de pastizal en restauración. Datos tomados del US Nacional Weather Service	10
4. Riqueza de especies de aves, observadas por periodo de restauración, en pastizales mixtos sobre los márgenes del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA., durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007.....	22
5. Índices de Diversidad de especies (I.C. 95%) observadas por periodo de	

	restauración de pastizales, en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA., durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007.....	22
6.	Densidad promedio de <i>Zenaida macroura</i> (Zema), <i>Tyrannus tyrannus</i> (Tyty), <i>Geothlypis trichas</i> (Getr), <i>Dolichonyx oryzivorus</i> (Door), <i>Amodrammus savannarum</i> (Amsa), <i>Spiza americana</i> (Spam), <i>Spizella pusilla</i> (Sppa), <i>Sturnella neglecta</i> (Stne) y <i>Agelaius phoeniceus</i> (Agph), en pastizales restaurados sobre los márgenes del Rio Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA., en las temporadas 2005 al 2007. Las líneas verticales sobre las barras, representan intervalos de confianza. Las densidades son comparadas entre temporadas, por cada periodo de restauración, utilizando una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($n=2$). * $P<0.05$, ** $P<0.005$	26
7.	Comparación en el número promedio anual de huevos por nido, de especies hospederas (tamaño promedio de nidada), observadas durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007, en pastizales en restauración, en los márgenes del Rio Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA.....	48
8.	Número promedio de huevos de tordo cabeza café (<i>Molothrus ater</i>), en nidos de especies hospederas en pastizales en restauración, durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007.....	50
9.	Número promedio de huevos y polluelos hospederos depredados, en pastizales mixtos con diferentes clases o periodos de restauración, en los márgenes del Rio Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas 2005 al 2007.....	52
10.	Comparación entre el número promedio anual de volantones hospederos por nido, que dejaron el nido satisfactoriamente, en pastizales mixtos con diferentes clases o periodos de restauración, en los márgenes del Rio Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas 2005 al 2007. Los asteriscos sobre las observaciones representan mayor promedio y con diferencias significativas entre anualidades, por clase de edad en restauración. * $P<0.05$; ** $P<0.005$	55

Anexos

Página

1. Parámetros promedios de nidos y parasitismo por especie, observados durante las temporadas reproductivas de 2005 al 2007, en pastizales mixtos en restauración, en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA..... 76

1. INTRODUCCIÓN Y JUSTIFICACIÓN

1.1. Introducción.

Las aves de pastizal son el grupo de vertebrados con mayores problemas poblacionales en Norteamérica (Vickery y Herkert 2001; Sauer et al. 2003; Askins et al. 2007). La degradación del hábitat y la fragmentación, han tenido un papel importante en la reducción del número de aves (Hovick et al. 2011). Sus efectos han sido identificados en bajas tasas de productividad y porcentajes de sobrevivencia invernal, tanto en Estados Unidos como en los trópicos, (Churchwell et al. 2005; Woodin et al. 2010), propiciando que las poblaciones de al menos 23 de 48 especies especialistas de pastizales, estén disminuyendo más rápido y con mayores evidencias, que cualquier otro grupo de aves en el continente, desde hace más de cinco décadas (Coppedge 2008; Murray et al. 2008). Los pastizales son los ecosistemas más amenazados del mundo (Gauthier et al. 2003); en Estados Unidos por ejemplo, más del 99% de los pastizales templados originales, han sido destruidos y modificados por la agricultura (Vickery et al. 1999; Vickery y Herkert 1999; Ramírez-Yáñez et al. 2011; Vos y Ribic 2011), o han sido invadidos por otras comunidades vegetales, especialmente por arbustivas (Grant et al. 2004; Van Dyke et al. 2004). Los pastizales son ecosistemas que han prosperado históricamente con perturbaciones frecuentes, y los agentes responsables de mantener estos hábitats fueron las sequías, los herbívoros nativos y el fuego (Gauthier et al. 2003; Fuhlendorf et al. 2006; Askins et al. 2007; Powell 2008).

El uso de fuego prescrito, asociado con el pastoreo, es una medida aplicada a favor de la restauración de los pastizales, y que ha favorecido a diversas especies animales que dependen de los ecosistemas de praderas, entre estas las aves (Dobkin 1994). El pastoreo del ganado y las quemadas controladas, tratan de imitar el efecto de mantenimiento que ancestralmente ejercían los herbívoros nativos y el fuego provocado por tormentas eléctricas (sumado a los fuegos inducidos por los habitantes nativos), reduciendo el material vegetal acumulado en el suelo, eliminando especies o grupos de plantas no deseadas en las praderas, y estimulando el establecimiento de pastos y hierbas que el ganado doméstico actualmente consume y mantiene a baja y mediana cobertura, favoreciendo paralelamente el hábitat de las especies de aves que anualmente buscan condiciones apropiadas para establecer territorios para su

reproducción (Hovick et al. 2011). La eliminación del fuego y la exclusión de grandes herbívoros, pueden hacer inapropiados a los pastizales para las aves especialistas de pastizal, además, las prácticas agrícolas que han ayudado a incrementar la producción de ganado, han sido reconocidas como un factor que afecta negativamente las poblaciones de aves de pastizales (Churchwell et al. 2008), esto incluye el cruce de cercados sobre las pastas, quemas anuales, pastoreo intensivo temprano y sobrepastoreo, y la eliminación de hierbas -que en conjunto tienen un efecto de homogeneidad sobre los hábitats de pastizal. Colectivamente, estas prácticas resultan en una baja en la heterogeneidad del hábitat en parcelas pequeñas tanto como a escala de paisaje (Hovick et al. 2011). El uso de fuego y pastoreo en conjunto, es recomendado para promover suficiente heterogeneidad para alojar un espectro mayor de requerimientos de hábitat para aves que dependen del pastizal (Fuhlendorf et al. 2006), no obstante, se considera que el pastoreo y el fuego no operan de manera independiente, y en muchos casos la interacción de estos procesos es más importante que la suma de sus efectos independientes (Hovick et al. 2011). El pastoreo en pastizales con quemas en “parches” o fragmentos, es una estrategia de manejo que interviene y favorece en la aplicación de fuegos discretos a los pastizales, y permite al pastoreo, seleccionar libremente, porciones de pastizal quemados o no (Fuhlendorf et al. 2009). El ganado que pasta libremente, se enfoca en áreas quemadas recientemente, reduciendo la probabilidad de futuros fuegos, y permitiendo la acumulación de material vegetal, en áreas con más tiempo transcurrido desde los últimos fuegos, este proceso crea un mosaico cambiante de parches de pastizal, con estructura diversa (Fuhlendorf y Engle 2001; Fuhlendorf et al. 2009).

Los pastizales están ocupados por un número reducido de especies excepcionalmente adaptadas. La mayoría de las especies seleccionan un conjunto particular de características de hábitat. El chorlito llanero (*Charadrius montanus*) y la alondra cornuda (*Eremophila alpestris*) por ejemplo, requieren vegetación corta y dispersa, mientras que el Gorrión de Henslow (*Ammodramus henslowi*) y el chivirín sabanero (*Cistothorus platensis*) requieren vegetación más densa y alta. Algunas especies son más abundantes en pastizales no perturbados recientemente, o bien, prefieren áreas de pasto que han estado inactivos por periodos relativamente largos. También, las preferencias de hábitat pueden variar a través de un rango

de especies. Debido a estas diferencias en las preferencias de hábitat, y a las diferencias regionales en suelos y flora, las respuestas de una especie particular a una prescripción de manejo de pastizal específica, podrían ser variables (Vickery y Herkert 1999; Powell 2008). Las poblaciones de aves en condiciones estables de hábitat o con pocos cambios a lo largo del año, presentan pocas fluctuaciones en las densidades, y son reguladas principalmente por las interacciones con los depredadores y competidores (Van Dyke et al. 2004), sin embargo, cuando cambian las condiciones estructurales de hábitat, podrían cambiar también sus interacciones, por lo tanto, es posible que las densidades poblacionales presenten patrones erráticos difíciles de explicar o describir, y aún mas, de predecir, debido a que existen otros factores de influencia que regularmente no son medidos, ni siquiera identificados (Wiens 1987, citado por Winter et al. 2006). Debido a la pérdida tan severa del hábitat, la restauración es clave para la conservación de los ecosistemas de pastizal (Herkert et al. 1994). La restauración podría tener diversas consecuencias para las aves e influir en muchos aspectos de la dinámica de las poblaciones, lo cual puede complicar los esfuerzos de restauración y conservación (Fletcher and Koford 2002; Fletcher Jr. et al. 2006), sin embargo, también puede proveer hábitat para aves reproductivas basada en la evidencia de comunidades de aves similares en áreas restauradas, comparadas con otros usos del suelo (Fletcher y Koford 2003). Tratando de revertir el fenómeno de la reducción poblacional de las aves a causa de la degradación de los pastizales en Norteamérica, algunos investigadores han evaluado el efecto de las condiciones del hábitat y de algunas prácticas de manejo de praderas, aplicando factores que anteriormente regulaban las condiciones de los pastizales, evaluando las relaciones entre la abundancia de aves y distintos tipos de coberturas vegetales, así como entre pastizales con distintas superficies, y sitios con diferentes periodos de descanso, entre otros (Wiens 1969; Whitmore 1979; Rotenberry y Wiens 1980; Maurer 1986; Herkert 1994; Deslile y Savidge 1997).

Uno de los principales esfuerzos que se han llevado a cabo, por recuperar y mantener los pastizales a favor de las aves en los Estados Unidos, es el Programa de Conservación de Reservas (CRP, por sus siglas en inglés), promovido desde 1985 por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (Millenbah et al. 1996; Bakker et al. 2005; Winter et al. 2006), que fue inicialmente implementado alrededor de 1930 por el Gobierno Federal, iniciando con el

retiro de tierras de cultivo que originalmente fueron pastizales, con la finalidad de combatir los efectos de las prácticas agrícolas pasadas. Actualmente, este programa es aplicado para la reducción de la erosión del suelo, y para mejorar el hábitat para las poblaciones de fauna silvestre, y a través del cual, se han llevado a cabo cambios importantes en la composición del paisaje, especialmente en el norte de las Grandes Planicies (Johnson y Schwartz 1993; Koba et al. 1999). De acuerdo a Millenbah et al. (1996), debido a la política de manejo del CRP, este programa ofrece una oportunidad única para evaluar la dinámica sucesional de los pastizales y los cambios asociados en las poblaciones de fauna silvestre, durante 10 años que permanecen las tierras en descanso después de iniciado el programa de retiro. Para Graber y Graber (1976), las comunidades de aves proveen señales de la calidad del hábitat provisto por el CRP, debido a que las aves son excelentes indicadores de la calidad del hábitat, y responden rápidamente a cambios ambientales.

En Septiembre de 1999, muchos propietarios de tierras en las Grandes Planicies, incluyeron más de 7 millones de hectáreas al CRP, la mayor parte de estas tierras fueron sembradas con pastos nativos o pastos introducidos, a menudo mezclados con legumbres nativas o exóticas (Heard et al. 2000). De acuerdo al Wildlife Management Institute (1994), algunas evaluaciones en el medio-oeste señalan, que es 21 veces más probable que las aves de pastizal sean encontradas en hábitats del CRP, que en áreas tradicionales de cultivos, y que sus nidos son 32 veces más probable que eclosionen en campos del CRP. Por su efectividad, este programa ha sido asociado con la recuperación poblacional de ciertas especies de aves. Por ejemplo, datos del Monitoreo de Aves Reproductivas (BBS, por sus siglas en inglés), indican que las poblaciones de *Sturnella magna*, *Ammodramus savannarum* y *Calamospiza melanocorys* han ido incrementando en pastizales del medio-oeste. Otro de los esfuerzos significativos invertidos en la recuperación de las poblaciones de aves de pastizal, que incluye restauración de los hábitats, es el programa de Áreas de Conservación para las Aves (BCA, por sus siglas en inglés), el cual consiste en el establecimiento de áreas extensas de hábitat de alta calidad. Este programa considera entre otros aspectos, que los pastizales extensos que poseen arbustos y árboles contiguos a las áreas abiertas, tienen un efecto negativo sobre las poblaciones de aves de pastizal, debido a que se sabe que albergan depredadores y parásitos reproductivos.

Por otro lado, para Millenbah y colaboradores (1996), la edad de las restauraciones en los pastizales es otro aspecto adicional muy importante que influye en las poblaciones de aves, ya que puede proveer información relevante que genere recomendaciones de manejo, y para ello evaluaron algunos parámetros de aves en pastizales del CRP con diferentes periodos de descanso, después de aplicar fuego prescrito para restauración, y encontraron que los pastizales presentaron un gradiente de mayor cobertura de herbáceas y suelo desnudo en los sitios más jóvenes (0-1 año de restauración), a una mayor cobertura de pastos y hojarasca en los sitios de mayor edad (2-6 años). Observaron también, que los sitios con 1 año de restauración, mostraron mayor diversidad de aves que los sitios de mayor edad, y a que a medida que la edad de las restauraciones aumentaba, la diversidad de especies disminuyó. Sus observaciones concluyeron, que las perturbaciones podrían ser necesarias para mantener mayores abundancias relativas, diversidades y productividad de las aves en campos del CRP después de 3 a 5 años de temporadas de crecimiento. En ese mismo sentido, Fritcher y colaboradores (2004), señalaron que la condición ecológica de los pastizales, expresada en etapas serales de la vegetación, dadas por diferentes periodos de tiempo posterior a quemas prescritas, podría ser un factor de disminución de las aves asociadas a las praderas, y observaron que la riqueza de especies no difirió entre etapas serales, pero la diversidad de especies fue mayor en etapas serales iniciales (0-2 años), comparadas con etapas serales intermedias (3-5 años) y finales (6/7-8 años), y que las aves con requerimientos de hábitat con vegetación alta y cobertura residual, fueron más abundantes en etapas serales finales. Las etapas serales iniciales fueron más benéficas para especies que prefieren pastos cortos y vegetación dispersa. Concluyeron que para maximizar la diversidad de aves y la abundancia a través del paisaje, se necesita un mosaico de paisaje que incluya diferentes etapas de serales de vegetación. En un estudio semejante al anterior que realizaron Bakker y otros (2005) en Dakota del Sur, observaron que la edad de las restauraciones o la etapa seral de la vegetación, más que el tipo de cobertura, fue más predictivo en cuanto a presencia y densidad de aves en el área de estudio evaluada. Encontraron que pastizales del CRP con 10 a 13 años de restauración, degeneraban en la estructura de vegetación a medida que alcanzaban esa edad, sin embargo, estos aún proveían hábitat para ciertas especies como *Cistothorus platensis*, *Dolichonyx*

oryzivorus, *Passerculus sandwichensis* y *Geothlypis trichas*, con mayores densidades que en los sitios de menor edad en restauración, mientras que *Bartramia longicauda*, *Pooecetes gramineus* y *Sturnella neglecta* fueron más abundantes en los pastizales menos densos (con 1-3 años de restauración). Resultados similares, han sido reportados anteriormente en el este del sur de Dakota por Madden y otros (1999), Bakker (2000), Bakker y colaboradores (2002).

Estudios un poco más recientes, como el de Coppedge y otros (2008), demostraron que los atributos del hábitat, derivados de perturbaciones por restauración, así como las características estructurales de la vegetación, contribuyen en la heterogeneidad de los pastizales, e influyen en el uso subsecuente por/y en la composición de las comunidades de aves de pastizal. Fuhlerdorf y Engle (2006) por su parte, compararon la respuesta de la vegetación y la comunidad de aves de pastizal, en sitios bajo manejo tradicional (con quemadas anuales de verano y pastoreo, aplicados uniformemente), contra la respuesta de una práctica de manejo de pastizal conocida como “régimen de quema y pastoreo en parches”, en un intento por imitar el sistema histórico de fuego-pastoreo, y usaron una rotación de quemadas de 3 años y una tasa moderada de ganado para pastoreo (1 unidad animal/1.2 Ha), creando un paisaje heterogéneo, de un tercio del pastizal quemado cada año, obteniendo un mosaico de parches alternados, de pastizales quemados y no quemados. Notaron que en las áreas bajo régimen de quemadas por parches, el pastoreo de animales nativos y domésticos, seleccionó preferentemente los fragmentos recientemente quemados, incrementando la cantidad de suelo desnudo y la abundancia de herbáceas dependientes de perturbación, mientras que los parches que no fueron quemados en ciertos años, fueron evitados por el pastoreo de los animales, acumulándose la hojarasca e incrementado la dominancia de pastos. Concluyeron que la heterogeneidad espacial de la estructura de la vegetación de los pastizales con parches alternados, en comparación con las áreas con manejo tradicional, proveen una mayor preferencia de hábitat e incrementa la variabilidad de las comunidades de aves que pueden presentarse a través del paisaje, observaron también, que la heterogeneidad aviaría fue cuatro veces mayor en los tratamientos de quemadas por parches. Mientras algunas especies de pastizal son migratorias Neotropicales, la mayoría son migratorias de cortas distancias que invernan principalmente al sur de los Estados Unidos y en el norte de México. Así pues, las

oportunidades de conservación existen tanto en las áreas de reproducción como en los sitios de invernación (Manzano y List 2006). Las aves reproductivas de pastizal han descendido precipitadamente como resultado de los cambios de uso de suelo generalizados y son una prioridad para muchos grupos conservacionistas (Samson y Knopf 1996; Vickery y Herkert et al. 1999; Askins et al. 2007). El objetivo general considerado en el presente estudio, consistió en evaluar el impacto del uso del fuego prescrito y el pastoreo vacuno de verano, utilizados como técnicas de manejo de hábitats de pastizales, sobre la ecología de reproducción y nidación de las aves, así como las respuestas de las aves presentes en algunos pastizales en restauración, en la región centro-sur de Nebraska, sobre los márgenes del Río Platte.

1.2. Justificación

Los resultados del presente estudio son parte de un programa de cooperación entre la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL, y el Platte River Whooping Crane Maintenance Trust, en los que se probaron alternativas de manejo de ecosistemas de pastizales degradados, con énfasis en interacciones de fuego, pastoreo y aves de pastizales, con el fin de evaluar como la conservación y los esfuerzos de restauración aplicados, influyen en las aves de pastizal, y en base a los resultados obtenidos, proveer una guía de información y recomendaciones de manejo en el futuro, en los que incluyan la restauración de pastizales nativos a favor de las aves. Mi contribución con este estudio fue evaluar los efectos de las quemas prescritas y el pastoreo a diferentes intervalos de tiempo, sobre la diversidad y la densidad de aves, la productividad de nidos, en pastizales en restauración en sitios localizados sobre los márgenes del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska, y que es una región que alberga un alto número de especies de aves residentes, cuya permanencia se traslapa temporalmente con muchas especies migratorias a lo largo del año (Davis 2001; Lingle 2005). La importancia de la evaluación de las prácticas actuales de manejo utilizando factores que ancestralmente regulaban la condición de los ecosistemas de pastizal, radica en proveer información valiosa para los manejadores de recursos naturales que ayude a entender los procesos que ocurren en el ajuste de las poblaciones de aves a las modificaciones de hábitat, y que pueda ser empleada en alternativas para garantizar o al menos mantener las posibilidades de permanencia de las poblaciones de aves en los pastizales.

1.3. Área de estudio

Las áreas de estudio fueron parcelas de pastizal mixto localizadas en los márgenes del Río Platte, en el condado de Hall, en la región centro-sur del estado de Nebraska, propiedad del Platte River Whooping Crane Maintenance Trust y de The Nature Conservancy, anteriormente utilizadas para actividades agrícolas y de ganadería bajo diferentes regímenes de pastoreo, y actualmente son utilizadas para la investigación en el manejo de hábitat de fauna silvestre. Se seleccionaron seis sitios de 16 Ha, con dimensiones de 400 m x 400 m, a los cuales se les aplicó fuego prescrito a finales de invierno y a principios de primavera, en diferentes años, a dos de estos sitios se les aplicó fuego hace 12 años antes del inicio del presente estudio, otros dos sitios fueron quemados 6 años previo al estudio, y a los otros dos sitios adicionales se les aplicó fuego el mismo año de inicio y un año después del comienzo de esta investigación (Tabla 1). Adicionalmente, a uno de los sitios de cada par se le aplicó pastoreo vacuno con una densidad de 1 Unidad Animal/1.2 Ha, de Mayo a Septiembre, durante las temporadas reproductivas de las aves del 2005 al 2007. La elevación entre áreas varía de los 575 a 635 msnm, las cuales generalmente se inundan debido a la cercanía con los márgenes del Río Platte.

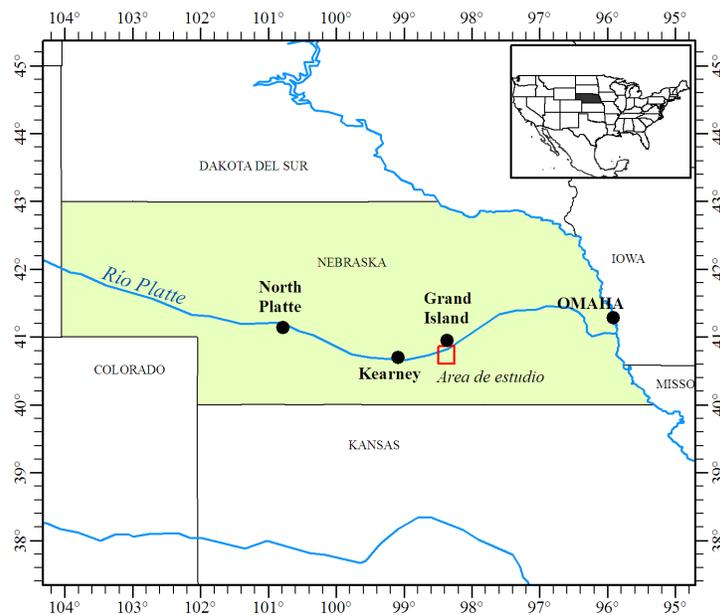


Figura 1 Localización del área de estudio, región centro-sur de Nebraska, EUA.

El clima es continental con temperatura promedio de 10 °C y una temperatura máxima de 29.3 °C. La precipitación promedio es de 630mm; con suelos consistentes en depósitos de arcilla o aluviales arenosos, situados junto a grupos de árboles de gran tamaño, que consisten en álamos y maples principalmente o cerca de áreas de cultivos activos y abandonados, aledaños a caminos de terracería. Los tipos de vegetación siguen un gradiente de humedad creados por diferencias en elevación entre vados húmedos y bordos más secos. En los vados las especies de plantas dominantes y comunes fueron *Eleocharis palustris*, *Carex emoryi*, *C. pellita*, *Symphytricum lanceolatum*, *Polygonum amphibium*, *Leerzia oryzoides* y *Phyla lanceolata*, *Hordeum jubatum*; mientras que *C. duriuscula*, *Ambrosia psilostachya*, *Callirhoe involucrate*, *Lithospermum incisum*, *Poa pratensis*, *Dichantelium oligosanthos* fueron las especies dominantes en los bordes. En las áreas de transición entre los vados y los bordes las plantas dominantes fueron *Andropogon gerardii*, *Schizachyrium scoparium*, *Sorghastrum nutans*, *Panicum virgatum*, *Thinopyrum intermedium* y *Symphytricum erocoides*.

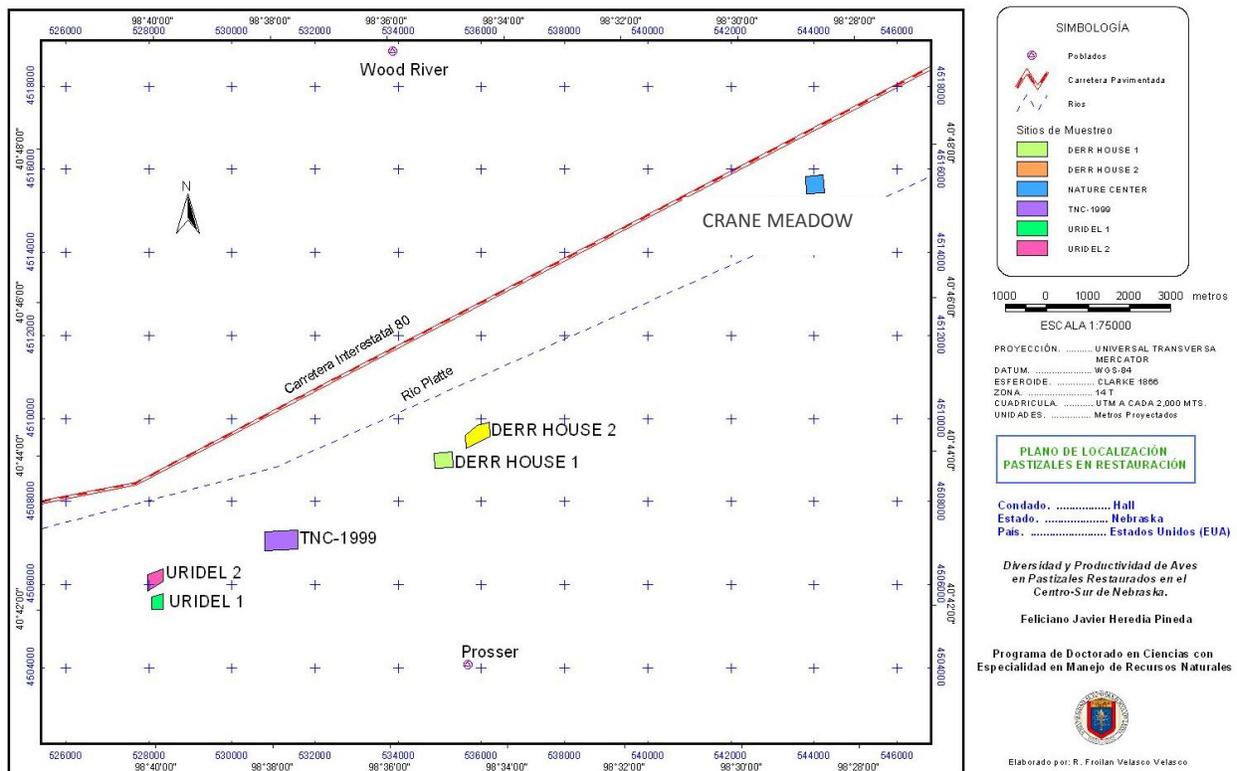


Figura 2 Localización de las áreas de pastizal en restauración en la región centro-sur de Nebraska, EUA.

Tabla 1 Clases de edad en restauración y coordenadas central de los sitios en restauración.

Clases de edad en restauración y régimen de pastoreo	Nombre del Sitio	Coordenadas UTM	
		X	Y
0–5 años CP	Crane Meadow	14 R 544086	4515694
6–9 años CP	TNC-1999	14 R 532981	4508054
10–15 años CP	Uridel 2	14 R 531232	4507966
0–5 años SP	Derr House 1	14 R 535085	4509229
6–9 años SP	Derr House 2	14 R 535992	4509859
10–15 años SP	Uridel 1	14 R 531330	4507340

Datum WGS 84. CP: con pastoreo y SP: sin pastoreo.

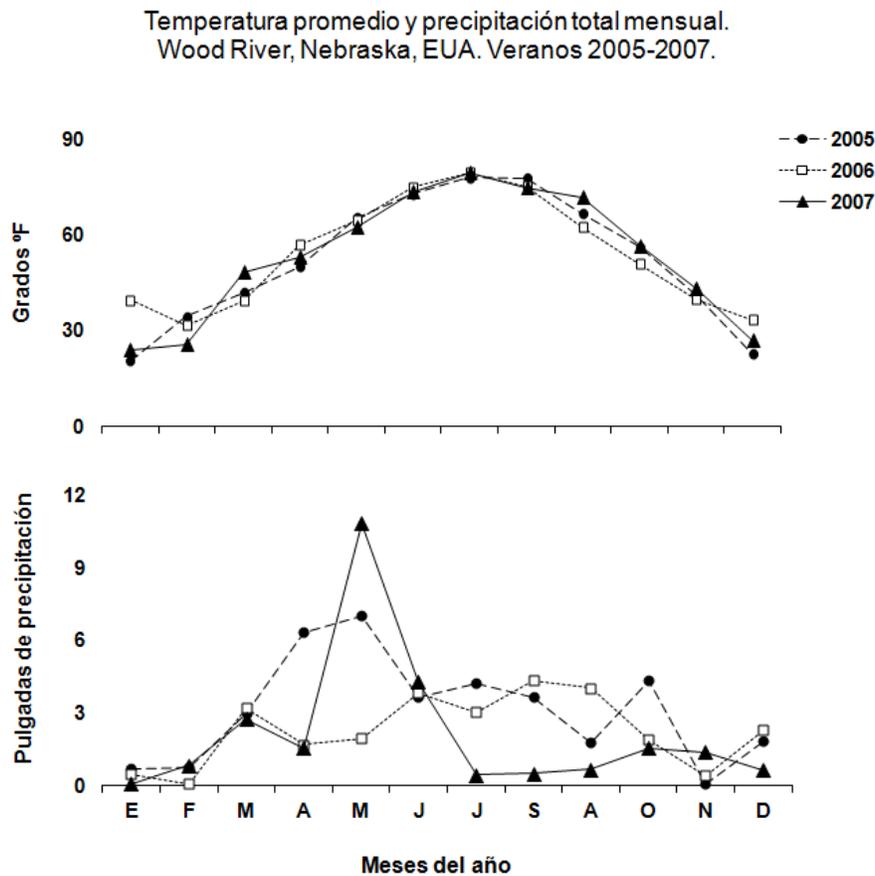


Figura 3. Parámetros de temperatura y precipitación, registrados durante el periodo 2005-2007, en áreas de influencia de los sitios de pastizal en restauración. Datos tomados del US Nacional Weather Service.

1.4. Objetivo general

Conocer las respuestas de las aves durante la época reproductiva, a las medidas de restauración de pastizales, bajo diferentes clases de edad, con el uso de fuegos prescritos y pastoreo, evaluando la riqueza, diversidad, densidad, tasas de productividad tradicional, parasitismo reproductivo, depredación de nidos y las características de la vegetación.

1.5. Metodología

1.5.1. Colecta de información

1.5.1.1. Observación y conteo de aves

A partir del inicio de la segunda quincena de mayo y hasta la primera semana de agosto de las temporadas reproductivas del 2005 al 2007, registré una vez cada diez días la actividad de todas las aves vistas o escuchadas en los sitios restaurados, siguiendo el protocolo del método de mapeo de territorios o mapeo de parcelas (IBCC 1970; Van Helzen 1972; Bibby et al. 2000), el cual se basa en la conducta territorial de las aves, y consistió en marcar sobre un plano a escala, la localización de los individuos en las parcelas, observados en visitas consecutivas en tres temporadas reproductivas, con la finalidad de determinar el número de territorios y estimar la densidad de machos reproductores por especie en el área (Ralph et al. 1994). Para la ubicación de las aves en las parcelas, se tomaron como referencia estacas permanentes de madera, marcadas individualmente con una bandera y una combinación única de una letra (de la A a la I) y un número de un solo dígito (del 1 al 9) establecidas ordenadamente a cada 50 metros, mediante líneas paralelas y perpendiculares formando una cuadrícula, en total fueron 81 puntos marcados sobre un área de 400 metros x 400 metros, en una superficie de 16 Ha. Cada mañana, entre las 5:30 y 6:00 am y hasta las 12:00 pm, recorrí las áreas, y anoté en la medida de lo posible la mayoría de los movimientos de todas las aves presentes, invirtiendo particular atención a la localización de machos y observando su comportamiento reproductivo que incluyó desplazamientos de cortejo, enfrentamientos con otros machos por hembras o sitios de percha, conducta persuasiva contra depredadores, eventos de apareamiento, acarreo de material de nidación y/o alimento, así como la defensa y cuidado de territorios, nidos y crías. Con la acumulación de las observaciones periódicas (8 en total para cada sitio, por temporada)

y la sobreposición de los formatos de campo se obtuvieron patrones de actividad que formaban nubes de puntos de sus movimientos, facilitando así la delimitación de territorios y por lo tanto la estimación de la densidad de aves por sitio. Para llevar a cabo los conteos de aves, mapeos de territorios, búsquedas y monitoreos de nidos y muestreos de vegetación, evité los días lluviosos o con vientos mayores de 15km/hr (Martin y Geupel 1993), así también, evité hacer cualquier tipo de actividad dentro de los sitios de estudio cuando se presentaron periodos de inundación aún sin lluvia, los cuales fueron muy frecuentes, particularmente durante las temporadas 2005 y 2007, esto con la finalidad de evitar en la medida de lo posible, que mi presencia provocara el abandono de nidos, la destrucción de los mismos y modificación del hábitat, debido a la humedad en la vegetación y en el suelo (Martin y Geupel 1993). De cualquier manera, aún con los sitios anegados, periódicamente fueron visitados pero sin entrar a los pastizales, solo para observación y tomar datos adicionales campo y para ver la condición de los sitios desde sus márgenes.

1.5.1.2. Componentes de hábitat.

Durante cada una de las temporadas reproductivas, se tomaron medidas de vegetación en cada sitio de muestreo durante el periodo de mayor actividad reproductiva de las aves, distribuyendo 30 puntos al azar a lo largo de cada sitio. Con el fin de evaluar la estructura de la vegetación empleé el método de Robel et al. (1970), estimando la densidad vertical de la vegetación, con lecturas del porcentaje de obstrucción visual sobre una baliza de 2 m de alto, graduada en incrementos de 10 cm; registré la altura máxima de la vegetación viva y muerta en pie, tomada a cuatro metros del centro de cada punto de muestreo, desde los cuatro puntos cardinales y los puntos intermedios entre estos (N, W, S, E, NW, NE, SW y SE), anotando lecturas con la ayuda de una cuerda a la altura de un 1 m (Robel et al. 1970). Adicionalmente, con el uso de una estructura de Daubenmire –construido con un tubo hidráulico de PVC de 1 pulgada- con medidas de 20 por 50 cm (Daubenmire 1959), estimé el porcentaje de cobertura de la vegetación presente en el suelo, hojarasca, suelo desnudo, herbáceas, pastos, material inerte en pie y la profundidad de la hojarasca en milímetros (Bakker et al. 2005). La información recopilada durante todo el periodo de estudio, fue ordenada de tal manera, que pudiera ser

analizada y utilizada por separado en dos capítulos independientes a parte del capítulo introductorio.

2. Riqueza, densidad y diversidad de aves en pastizales mixtos restaurados del valle del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA.

2.1. Introducción.

En las últimas seis décadas, las aves de pastizal han mostrado un descenso poblacional generalizado, mayor y más consistente que cualquier otro grupo de vertebrados en el planeta, debido a la reducción y degradación de los pastizales naturales (Derner et al. 2009; Woodin et al. 2010; Vos y Ribic 2011), los cuales se encuentran entre los ecosistemas terrestres más extensos y amenazados del mundo (Weaver y Fitzpatrick 1980; Vickery y Herkert 1999; Gibson 2009), y parte de este deterioro, es reflejo de la conversión de lo que antes fueron vastos mosaicos de pastizales, a paisajes altamente fragmentados, caracterizados por áreas de cultivos y agostaderos, intercalados con pastizales aislados y de menor tamaño, mientras que la condición de los pastizales que aún se mantienen, ha sido alterada por cambios en los patrones de pastoreo, supresión de fuegos naturales, perturbaciones del suelo y la invasión de plantas exóticas (USDA 1972; Fritcher et al. 2004; Bakker et al. 2005). La mayor parte de los pastizales hoy en día, son ecosistemas altamente fragmentados, con áreas dedicadas a la agricultura y a la ganadería, muchos ya en desuso, rodeados de bosques y matorrales, propios de áreas riparias; a pesar de esto, la riqueza regional de aves es notable debido a su estratégica ubicación en la ruta migratoria del centro de Norteamérica (DeGraff y Rappole 1995; Davis 2001; Davis et al. 2006).

Los pastizales y sus recursos asociados son ecosistemas que evolucionaron con perturbaciones frecuentes, históricamente, los agentes responsables de mantener estos hábitats fueron las sequías, los herbívoros nativos y el fuego provocado por tormentas eléctricas así como las quemadas inducidas por los auténticos habitantes de las praderas americanas (Vickery y Herkert 1999; Kirkpatrick et al. 2002; Askins et al. 2007). Las quemadas prescritas, combinadas con pastoreo vacuno, son una medida de manejo de pastizales aplicada a favor de la restauración de hábitat para muchas especies de fauna silvestre, incluyendo a las aves, y son técnicas que aún en la actualidad, son comúnmente utilizadas en muchas partes del mundo, particularmente con mayor frecuencia en el norte del continente Americano, tratando de imitar el efecto de mantenimiento que ejercían los fuegos naturales y las manadas de

bisontes, berrendos, perros de las praderas y otros herbívoros nativos de Norteamérica (Gauthier et al. 2003; Askins et al. 2007), reduciendo el material vegetal acumulado en el suelo, eliminando especies de plantas no deseadas, estimulando el establecimiento de pastos y hierbas que el ganado doméstico consume y mantiene a baja y mediana cobertura (Fuhlendorf y Engle 2001; Fuhlendorf et al. 2006), favoreciendo paralelamente el hábitat de las especies de aves que anualmente buscan condiciones apropiadas para establecer territorios para su reproducción (Dobkin 1994). El pastoreo puede beneficiar a la fauna silvestre, creando un mosaico de alturas y estructuras de pastos. Muchas aves responden favorablemente al pastoreo limitado, incluyendo al *Charadrius vociferus* y a *Sturnella neglecta*. No obstante, el pastoreo intensivo lleva a una pérdida de la diversidad y cobertura de plantas para la fauna silvestre. En el norte de las Grandes Planicies, la mayoría de las áreas pastoreadas son pequeñas e intensamente pastoreadas durante los meses de verano, haciéndolas inhabitables para la mayoría de las aves nidificantes. Si bien, el pastoreo es un factor que influye en ciertas especies de aves sensibles a la perturbación, hay también algunas especies aparentemente adaptadas a su presencia, que probablemente han evolucionado con especies nativas herbívoras en los pastizales, en cambio, otras especies a pesar de anidar en áreas abiertas, se muestran indiferentes y realizan varios intentos de nidación durante toda la época reproductiva con la finalidad de garantizar o al menos tratar de producir polluelos durante la temporada de nidación (Robel et al. 1998).

De acuerdo a Fuhlerdorf y Engle (2001, 2006), la reducción en la riqueza y diversidad de aves en los pastizales, se debe a que gran parte de su superficie es utilizada como áreas de agostaderos, y la heterogeneidad propia de estos ecosistemas pastoreados, ha sido reducida a través de prácticas de manejo que se enfocan en el incremento de la cobertura de pasto. Históricamente, la heterogeneidad fue creada y mantenida por la interacción del fuego, y pastoreo de grandes manadas de bisontes, sin embargo, el manejo actual de pastizales con fuego-pastoreo, no imita la frecuencia de fuego que prevaleció antes del asentamiento europeo. Además, las prácticas tradicionales de pastoreo han sido responsables del descenso significativo en la calidad de los hábitat de las aves de pastizal, especialmente en combinación con herbicidas, utilizados para reducir la cobertura de herbáceas indeseables. El objetivo de

estas prácticas es la alta productividad neta de forraje, lo cual crea un paisaje homogéneo de pastos de estación cálida. Desafortunadamente, el tipo de hábitat no es preferido por la mayoría de las aves de pastizal, consecuentemente, las prácticas de pastoreo, como las quemadas anuales, combinadas con herbicidas por ejemplo, no son benéficas para las aves de pastizal.

Los pastizales están ocupados por un número reducido de especies excepcionalmente adaptadas. La mayoría de las especies seleccionan un conjunto particular de características de hábitat, algunas son más abundantes en pastizales recientemente no perturbados o inactivos (Wiens y Rotenberry 1981; Wiens et al. 1989, 1989a). También, las preferencias de hábitat pueden variar a través de un rango de especies (Fuhlendorf et al. 2006; Powell 2008). Debido a estas diferencias en las preferencias de hábitat, y a las diferencias regionales en suelos y flora, las respuestas de una especie particular a una prescripción de manejo de pastizal específica podrían ser variables (Fuhlendorf et al. 2006).

Investigaciones como la de Patterson y Best (1996), evaluaron la importancia de la estructura y composición de la vegetación, sobre la abundancia y éxito reproductivo de las aves en sitios promovidos por el CRP, y encontraron que los pastizales transformados en áreas de cultivo de avena y alfalfa, y los pastizales del CRP, presentaron composiciones similares de especies de aves, sin embargo, el número de especies y parejas nidificantes en las áreas del CRP fue de 80% mayor que lo observado en las áreas cultivadas, señalando que el cambio en la estructura de la vegetación, de pastizales nativos a áreas de cultivos, favorece a especies adaptadas a perturbaciones recientes y sitios con baja cobertura vegetal, considerando así, que el uso de cultivos como una medida de restauración es una alternativa poco eficiente. En un estudio similar, Fletcher y Koford (2002), compararon los efectos de la restauración sobre la comunidad aviaria durante la época reproductiva, entre pastizales altos nativos y pastizales restaurados, bajo diferentes condiciones de paisaje, en el norte de Iowa, y observaron una composición similar de especies comunes de aves entre pastizales, y densidades muy parecidas en la mayor parte de las especies detectadas, excepto en *Ammodramus savannarum* y *Passerculus sandwichensis*, que fueron 4 y 9 veces más densas en los pastizales restaurados, respectivamente, sugiriendo así, que los pastizales restaurados podrían proveer hábitats tan apropiados para muchas especies de pastizal, como los que presentan los pastizales nativos,

señalando además, que los factores locales de hábitat y paisaje deben ser tomados en cuenta en los planes de restauración.

En el presente estudio, evalué los efectos comparativos de las quemas prescritas de pastizales mixtos sobre la comunidad de aves durante distintas temporadas reproductivas, con diferentes periodos de descanso o restauración, con y sin la aplicación adicional de pastoreo vacuno. Nuestro principal objetivo fue determinar si existían diferencias en la densidad y la diversidad de aves entre periodos de restauración con y sin presencia de ganado, con la finalidad de generar recomendaciones de manejo dirigidas a favorecer a las aves de pastizal.

2.2. Hipótesis.

No obstante las medidas de restauración y manejo, no hay diferencias tanto en las densidades como en la diversidad de especies de aves, ni en las características de la vegetación en el pastizal.

2.3. Objetivo general.

El principal objetivo fue evaluar las respuestas de las aves observadas en el ecosistema de pastizal, a las medidas de restauración en el valle del Río Platte, en la región central de Nebraska, EUA.

2.3.1. Objetivos específicos.

Estimar el número de especies, la densidad y diversidad de aves observadas en áreas restauradas, así como evaluar la influencia de los componentes de la vegetación y del pastoreo en las aves de pastizal.

2.4. Metodología.

2.4.1. Conteo de aves.

Para el conteo de aves, utilicé el método de mapeo de territorios (IBCC 1970), descrito en el capítulo anterior, y obtuve información para estimar la densidad de parejas reproductivas por especie (número de parejas de cada especie observada/16 Ha) desde el 2005 al 2007. Registré tanto las especies nidificantes del área así como las especies que a pesar de no ser nidificantes en el sitio, invertían la mayor parte de sus actividades en los pastizales, incluí

además, aquellas especies que ocasionalmente se introducían a los pastizales de manera temporal o se desplazaban a lo largo de los bordes entre los pastizales y las áreas de matorral, cultivos, bosques o caminos y que fueron registradas durante mis observaciones (Van Dyke et al. 2004; Batáry et al. 2007) (Tabla 2).

2.4.2. Análisis de información.

El manejo de la información para la estimación de todos los parámetros la hice de manera individual para cada temporada reproductiva y entre temporadas totales. En el caso particular del análisis de las densidades, incluí únicamente las especies con mayor número de observaciones acumuladas a lo largo del periodo de estudio; para el análisis de Riqueza y Diversidad de especies incluí a todas las especies registradas en cada una de las temporadas reproductivas y utilicé el índice de Diversidad y Equidad de Shannon y Wiener (Romero 1999; Chu y Arneson 2001; Henderson 2003; Magurran 2004; Alanís et al. 2008). Para los análisis de densidad de aves, delimité territorios para las especies individuales en base a observaciones acumuladas durante ocho sesiones de conteo por temporada reproductiva, estimando el número promedio de parejas reproductivas observadas en cada sitio (considerando un solo territorio y una sola hembra por macho para cada especie, dentro de las parcelas, esto, debido a la falta de anillamiento de las parejas durante los conteos, lo cual nos podría indicar si los machos reproductivos tuvieron más de una hembra o más de un territorio por sitio) con diferentes clases de edad en restauración con y sin pastoreo.

Para probar o contrastar lo anterior, apliqué análisis de varianza de un solo factor con comparaciones múltiples y comparaciones de medias a las densidades, a la riqueza promedio de especies y a la diversidad promedio de aves con un nivel de significancia de 95% ($P < 0.05$), utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (*KW*). Con la finalidad de identificar posibles asociaciones entre la riqueza, la diversidad y la densidad de aves, con los componentes de vegetación (Robel 1970), apliqué Análisis de Regresión Lineal Escalonada con evaluaciones individuales entre los parámetros anteriormente mencionados, y la densidad de cada una de las especie de aves selectas observadas en cada uno de los sitios con diferente clase de edad en restauración, con y sin pastoreo, por temporada reproductiva, mediante el uso del programa estadístico STATISTIX 8.1.

2.5. Resultados.

Registré 41 especies totales de aves, 30 de ellas migratorias neotropicales (Dobkin 1994; DeGraff y Rappole 1995; Macías-Duarte et al. 2009), 20 especies especialistas o dependientes de pastizales, y 21 consideradas especies generalistas o facultativas de pastizales (Erlich et al. 1988; Millenbah et al. 1996), típicas de bosques o matorrales, asociadas a áreas de bordes (Tabla 2). Las especies observadas más representativas, considerando la totalidad de los registros acumulados durante las tres temporadas reproductivas, fueron el arrocero americano (*Spiza americana*) con el 26.3% de los registros totales, el tordo sargento (*Agelaius phoeniceus*) con 15.4%, el gorrión sabanero (*Ammodramus savannarum*) con el 7.25% y la mascarita común, (*Geothlypis trichas*) con 5.97%. En cambio, especies como la paloma huilota (*Zenaida macroura*), el gorrión arrocero (*Dolichonyx oryzivorus*), el pradero occidental (*Sturnella neglecta*), el mosquero tirano (*Tyrannus tyrannus*) y el tordo cabeza café (*Molothrus ater*), fueron observadas frecuentemente a lo largo del periodo de estudio aunque en bajas densidades en relación con las especies antes mencionadas.

Tabla 2 Total de especies de aves registradas asociadas a pastizales y especies asociadas con bordes de pastizal en áreas restauradas con quemas prescritas con y sin pastoreo en pastos mixtos en el valle del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska. EUA. Veranos 2005-2007.

Especies especialistas de pastizal Nombre común* (nombre científico)	Especies de bosque asociadas a áreas abiertas, generalistas. Nombre común (nombre científico)
Codorniz cotuí norteña (<i>Colinus virginianus</i>)	Garzón gris (<i>Ardea herodias</i>)
Faisán de collar (<i>Phasianus colchicus</i>)	Ganso canadiense (<i>Branta canadensis</i>)
Chorlito tildío (<i>Charadrius vociferous</i>)	Pato de collar (<i>Anas platyrhynchos</i>)
Zarapito ganga (<i>Bartramia longicauda</i>)	Halcón cernícalo (<i>Falco sparverius</i>)
Paloma huilota (<i>Zenaida macroura</i>)	Guajolote (<i>Meleagris gallopavo</i>)
Mosquero tirano (<i>Tyrannus tyrannus</i>)	Chorlito moteado (<i>Actitis macularia</i>)
Chivirín sabanero (<i>Cistothorus platensis</i>)	Carpintero cabeza roja (<i>Melanerpes erythrocephalus</i>)
Azulejo garganta canela (<i>Sialis sialis</i>)	Carpintero de pechera (<i>Colaptes auratus</i>)
Mascarita común (<i>Geothlypis trichas</i>)	Tirano pálido (<i>Tyrannus vociferans</i>)
Arrocero americano (<i>Spiza americana</i>)	Verdugo americano (<i>Lanius ludovicianus</i>)
Gorrión indefinido (<i>Spizella pusilla</i>)	Urraca azul (<i>Cyanocitta cristata</i>)
Gorrión ceja blanca (<i>Spizella passerina</i>)	Mirlo primavera (<i>Turdus migratorius</i>)
Gorrión chapulinero (<i>Ammodramus savannarum</i>)	Cuitlacoche rojizo (<i>Toxostoma rufum</i>)
Gorrión sabanero (<i>Passerculus sandwichensis</i>)	Estornino (<i>Sturnus vulgaris</i>)
Gorrión melódico (<i>Melospiza melodia</i>)	Chinito (<i>Bombycilla cedrorum</i>)
Gorrión arlequín (<i>Calamospiza melanocorys</i>)	Chipe amarillo (<i>Dendroica petechia</i>)
Pradero occidental (<i>Sturnella neglecta</i>)	Rascador pinto (<i>Pipilo maculatus</i>)
Tordo cabeza café (<i>Molothrus ater</i>)	Zanate mexicano (<i>Quiscalus mexicanus</i>)
Gorrión arrocero (<i>Dolichonyx oryzivorus</i>)	Bolsero de Baltimore (<i>Icterus galbula</i>)
Tordo sargento (<i>Agelaius phoeniceus</i>)	Bolsero café (<i>Icterus spurius</i>)
	Jilguero americano (<i>Carduelis tristis</i>)

*Nombres comunes de acuerdo a Escalante et al. (1996).

Especies totales

En cuanto al número de especies totales observadas, independientemente de sus densidades, en el sitio de la clase de 0-5 años de restauración con pastoreo de verano, observé el mayor número de especies ($F=6.65$, $gl=5$; $P<0.00005$), con 35 en total (Tabla 3), de las cuales *Ardea herodias*, *Anas platyrhynchos*, *Tyrannus vociferans*, *Pipilo maculatus* y *Melospiza melodia*, fueron observadas exclusivamente y de manera ocasional en este mismo sitio durante el periodo de estudio, seguido de las 27 especies registradas en el sitio de 6-9 años, también con pastoreo, sin especies observadas exclusivamente en este sitio; 26 especies en el sitio de la clase de 0-5 años sin pastoreo, de las cuales *Spizella passerina* y *Passerculus sandwichensis* fueron observadas únicamente en este sitio; 23 especies en el sitio de 6-9 años sin pastoreo; 21 especies en la clase de 10-15 años con pastoreo, y 20 en el sitio de mayor edad sin pastoreo.

Densidades totales

De las 41 especies registradas en total, considerando observaciones acumuladas por especie durante las tres temporadas reproductivas y por periodo o clase de edad en restauración, en 19 de estas, encontré diferencias significativas de densidad ($P<0.05$) entre clases de edad, observando que el sitio de clase de 0-5 años con pastoreo, presentó el mayor número de especies con diferencias significativas de densidad (con 9) con respecto a las observadas en el resto de clases, seguido del sitio de 10-15 años con pastoreo con 3 especies, y los sitios de 6-9 años con y sin pastoreo así como el sitio de 10-15 años sin pastoreo con 2 especies cada uno; y finalmente, el sitio de 0-5 años sin pastoreo con una especie con densidad más alta entre clases de edad en restauración.

2.5.1. Riqueza y diversidad de aves por temporadas reproductivas.

El análisis comparativo de los parámetros de riqueza e índices de diversidad de especies entre periodos de restauración por temporada, reveló que durante el 2005, el sitio joven (periodo de 0-5 años) y con pastoreo, tuvo la mayor riqueza y el más alto índice de diversidad ($F=17.9$, $gl=5$, KW ; $P<0.0005$ y $F=28.8$, $gl=5$, KW ; $P<0.0005$, respectivamente, Tabla 3, Figuras 4 y 5). Por otro lado, en el 2006, en la riqueza de especies no encontré diferencias significativas entre periodos de restauración ($F=1.44$, $gl=5$, KW ; $P=0.2469$), sin embargo en diversidad de especies, esta fue mayor en el sitio joven y con pastoreo ($F=2.70$, $gl=5$, KW ; $P<0.0451$) (Figura 5),

mientras que en la temporada del 2007, ambos parámetros fueron mayores en el sitio maduro en ausencia de pastoreo ($F=5.09$, $gl=5$, KW ; $P=0.0025$ y $F=4.41$, $gl=5$, KW ; $P=0.0055$, respectivamente. De manera global, es decir, agrupando las especies acumuladas en las tres temporadas reproductivas, el mayor número de especies lo observé en el sitio de menor edad, en presencia de ganado ($F=3.04$, $gl=2$, KW ; $P<0.0005$) con un alto número de especies con respecto al resto de periodos de restauración (Tabla 3 y Figura 4).

Entre temporadas reproductivas, los tres periodos bajo pastoreo, así como el periodo de 0-5 años sin pastoreo, presentaron mayor número de especies y diversidad durante el 2005 ($F=13.6$, $gl=5$, KW ; $P<0.0008$ y $F=9.00$, $gl=5$, KW ; $P=0.0041$; $F=17.5$, $gl=5$, KW ; $P<0.0003$ y $F=8.00$, $gl=5$, KW ; $P=0.0062$; $F=11.5$, $gl=5$, KW ; $P<0.0016$ y $F=5.91$, $gl=5$, KW ; $P=0.0163$; $F=8.00$, $gl=5$, KW ; $P<0.0062$ y $F=11.0$, $gl=5$, KW ; $P=0.0019$, respectivamente), mientras que en el sitio de 6 a 9 años sin pastoreo, no se encontraron diferencias significativas en ambos parámetros ($F=2.48$, $gl=5$, KW ; $P=0.1255$ y $F=0.11$, $gl=5$, KW ; $P=0.8936$, respectivamente). Por otro lado, en el periodo de 10 a 15 años sin pastoreo, la temporada del 2007 tuvo mayor riqueza de especies que el resto de las temporadas ($F=6.66$, $gl=5$, KW ; $P=0.0114$), y la diversidad no presentó diferencias significativas entre temporadas ($F=1.59$, $gl=5$, KW ; $P=0.2431$).

Tabla 3 Riqueza de especies total anual (promedio \pm DS), observadas en pastizales mixtos con diferentes edades en restauración con y sin pastoreo en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA. Veranos 2005-2007.

Temporadas Reproductivas	Clases de edades de restauración						P
	0-5 años	6-9 años Con pastoreo	10-15 años	0-5 años	6-9 años Sin pastoreo	10-15 años	
2005	30 (22.5 \pm 1.6) a	21 (16.6 \pm 1.6) ab	15 (13.2 \pm 1.1) abc	20 (13.6 \pm 1.3) abc	14 (11.4 \pm 1.1) c	16 (12.8 \pm 0.8) bc	***
2006	24 (13.2 \pm 3.3) a	17 (12 \pm 1.2) a	14 (10.4 \pm 1.8) a	16 (10.6 \pm 1.1) a	16 (11.4 \pm 1.5) a	12 (10.6 \pm 1.5) a	
2007	21 (12.2 \pm 3.6) ab	16 (11.2 \pm 0.4) ab	13 (9.2 \pm 0.4) b	16 (11.4 \pm 1.5) ab	13 (9.8 \pm 1.1) ab	16 (13 \pm 1.2) a	*
2005-2007^A	35 (15.9 \pm 5.4) a	27 (13.3 \pm 2.8) ab	20 (10.9 \pm 2.1) b	26 (11.9 \pm 1.8) b	23 (10.9 \pm 1.4) b	21 (12.1 \pm 1.5) b	***

^A Datos agrupados de las tres temporadas de estudio. Comparación de medias bajo el procedimiento no paramétrico de Kruskal-Wallis. Medias con la misma letra no son diferentes significativamente. * $P<0.05$, *** $P<0.0005$.

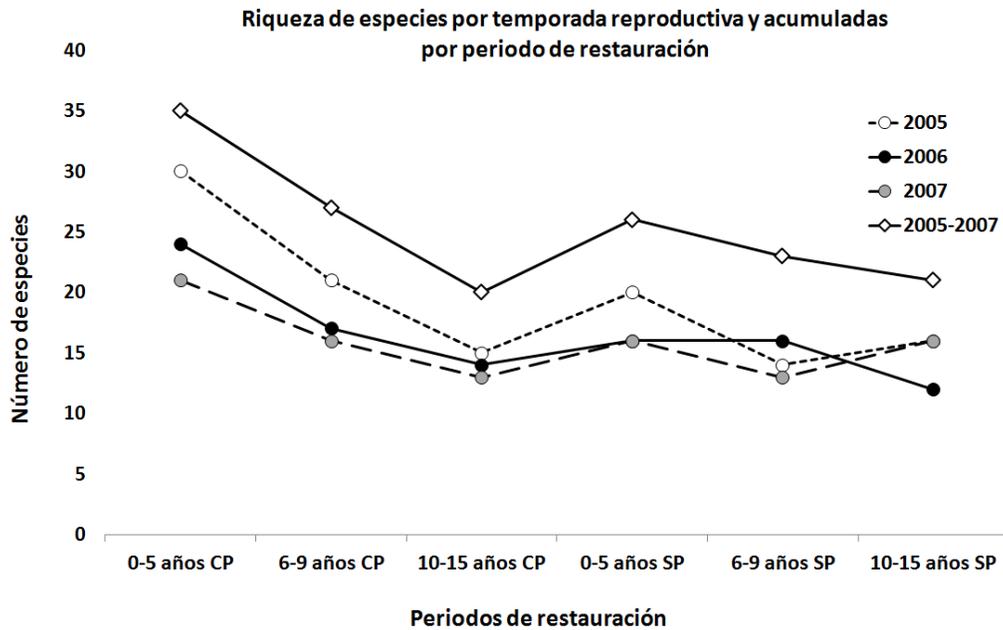


Figura 4 Riqueza de especies de aves, observadas por periodo de restauración, en pastizales mixtos sobre los márgenes del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA., durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007.

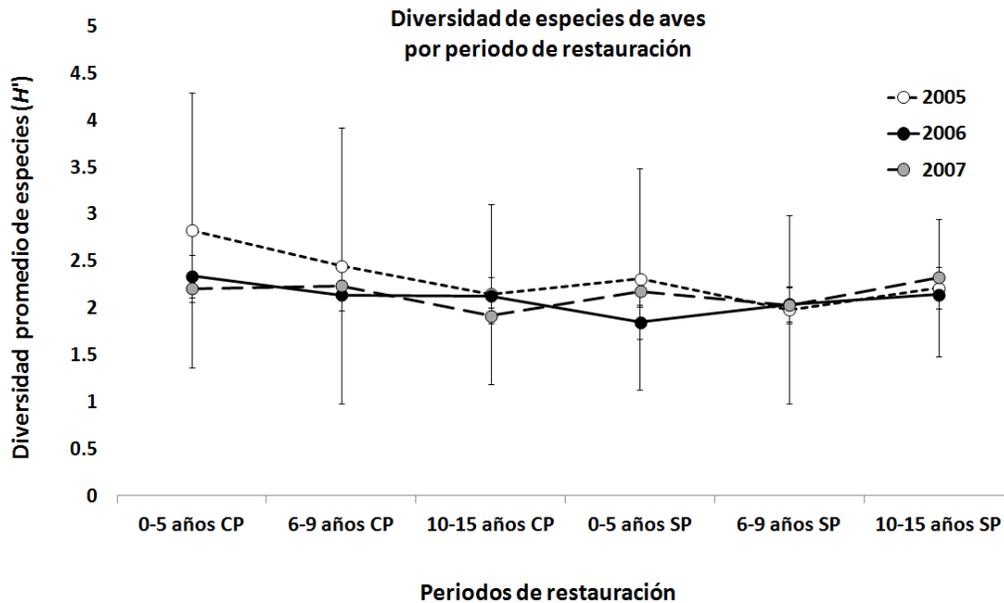


Figura 5 Indices de Diversidad de especies (I.C. 95%), observadas por periodo de restauración, en pastizales mixtos sobre los márgenes del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA., durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007.

2.5.2. Densidad de aves.

En la clase de edad de 0-5 años, *Zenaida macroura* ($F=21.3$; $gl=5$; KW , $P=0.001$), *Geothlypis trichas* ($F=12.6$; $gl=5$; KW , $P=0.0011$) y *Spizella pusilla* ($F=225$; $gl=5$; KW , $P<0.0001$) presentaron las densidades más altas durante el 2005; en la misma clase de edad, *Spizella pusilla* exhibió la mayor densidad ($F=5.87$; $gl=5$; KW , $P=0.0167$) en el 2006; de la misma manera, en el 2007, *Sturnella neglecta* ($F=31.0$; $gl=5$; KW , $P<0.00050$) y *Spizella pusilla* ($F=5.87$; $gl=5$; KW , $P=0.0167$) presentaron las mayores densidades entre clases. *Ammodramus savannarum* ($F=42.0$; $gl=5$; KW , $P<0.0005$) y *Spiza americana* ($F=15.9$; $gl=5$; KW , $P=0.0004$) tuvieron mayores densidades en la clase de edad de 6-9 años durante el 2005; mientras que en el 2006, *Zenaida macroura* ($F=13.3$; $gl=5$; KW , $P=0.0009$) y *Geothlypis trichas* ($F=11.1$; $gl=5$; KW , $P=0.0018$) tuvieron densidades más altas en esta misma clase; así mismo, *Geothlypis trichas* ($F=24.1$; $gl=5$; KW , $P=0.0001$), *Dolichonyx oryzivorus* ($F=13.9$; $gl=5$; KW , $P=0.0007$) y *Agelaius phoeniceus* ($F=21.0$; KW , $P=0.0001$) mostraron mayores densidades durante la temporada de 2007. Por otro lado, en la temporada de 2005, en los sitios de la clase de edad 10-15 años, *Tyrannus tyrannus* ($F=4.80$; $gl=5$; KW , $P=0.0294$), *Dolichonyx oryzivorus* ($F=6.64$; $gl=5$; KW , $P=0.0114$), *Sturnella neglecta* ($F=31.0$; $gl=5$; KW , $P<0.0005$) y *Molothrus ater* ($F=8.30$; $gl=5$; KW , $P=0.0055$) mostraron las densidades más altas entre clases; de la misma manera, *Ammodramus savannarum* ($F=13.6$; $gl=5$; KW , $P=0.0008$), *Sturnella neglecta* ($F=19.0$; $gl=5$; KW , $P=0.0002$) y *Agelaius phoeniceus* ($F=4.67$; $gl=5$; KW , $P=0.0317$) en el 2006, así como *Spiza americana* ($F=8.18$; $gl=5$; KW , $P=0.0057$) en el 2007. En condiciones sin pastoreo, durante el 2005, *Geothlypis trichas* ($F=6.50$; $gl=5$; KW , $P=0.0122$) y *Spizella pusilla* ($F=1.41$; $gl=5$; KW , $P<0.0005$) registraron densidades mayores en la clase de edad de 0-5 años, esta última especie, presentó también mayor densidad en la clase de edad de 0-5 durante las temporadas 2006 y 2007 ($F=10.7$; $gl=5$; KW , $P<0.0025$ y $F=10.7$; $gl=5$; KW , $P<0.0005$). En la clase de 6-9 años, solo *Agelaius phoeniceus* ($F=23.2$; $gl=5$; KW , $P=0.0001$) mostró mayor densidad durante el 2005, sin embargo, en el 2006 y 2007 no se encontraron densidades significativamente mayores en esta clase de edad en alguna otra especie (Figura 5).

En el 2005, *Ammodramus savannarum* ($F=21.2$; $gl=5$; KW , $P=0.0001$), *Sturnella neglecta* ($F=47.0$; $gl=5$; KW , $P<0.0001$) y *Agelaius phoeniceus* ($F=12.6$; $gl=5$; KW , $P=0.0011$), tuvieron mayor densidades en la clase de 10-15 años, mientras que durante el 2006, *Zenaida macroura* ($F=49.6$;

gl=5; KW, $P < 0.0001$) y *Sturnella neglecta* presentaron mayor densidad de aves en esta misma clase de edad ($F=9.21$; gl=5; KW, $P=0.0038$), de igual manera, en el 2007, *Zenaida macroura* ($F=9.71$; KW, $P=0.0031$), *Dolichonyx oryzivorus* ($F=22.8$; gl=5; KW, $P=0.0001$) y *Sturnella neglecta* ($F=30.8$; gl=5; KW, $P < 0.0001$) tuvieron también mayor densidad en la clase de 10-15 años de edad. La densidad de algunas de las especies varió entre temporadas (KW, $P < 0.05$), en algunos casos se incrementó o disminuyó con el tiempo, o bien, fue alterno entre temporadas (mas bajo o más alto con respecto a los valores obtenidos en la temporada inicial del presente estudio), o simplemente se mantuvieron sin diferencias significativas entre temporadas reproductivas.

Zenaida macroura: su densidad promedio en las clases de 0-5 y 10-15 años, bajo pastoreo, así como en las clases de 0-5 y 6-9 años sin pastoreo, fueron mayores durante el 2005, que lo observado en el resto las temporadas reproductivas ($F=42.0$; gl=5; KW, $P < 0.0005$, $F=16.0$; gl=5; KW, $P < 0.0004$, $F=19.0$; gl=5; KW, $P < 0.0002$ y $F=23.7$; gl=5; KW, $P < 0.0001$), mientras que en los periodos de 6-9 años, con pastoreo, y de 10-15 años sin pastoreo, su densidad promedio fue estadísticamente similar entre temporadas (Figura 5).

Tyrannus tyrannus: en el caso de esta especie, únicamente en el periodo de restauración de 10-15 años sin pastoreo, la densidad tuvo diferencias significativas entre temporadas, con mayor número promedio de parejas durante el 2005 ($F=5.20$; gl=5; KW, $P < 0.0236$).

Geothlypis trichas: el 2005 fue la temporada con mayores densidades en la mayoría de los periodos de restauración para esta especie, excepto el periodo de mayor edad sin pastoreo, en el cual, no hubo diferencias entre temporadas reproductivas.

Dolichonyx oryzivorus: sus mayores densidades se presentaron durante la temporada del 2005, en los sitios de 6-9 y 10-15 años con pastoreo ($F=4.03$; gl=5; KW, $P < 0.0459$ y $F=14.4$; gl=5; KW, $P < 0.0007$, respectivamente), y en el sitio con 0-5 años sin pastoreo ($F=39.5$; gl=5; KW, $P < 0.0005$).

Ammodramus savannarum: en los tres periodos bajo pastoreo, así como en el sitio de menor edad sin pastoreo, las mayores densidades de aves de esta especie, se mostraron durante la temporada 2007, es decir, el número de parejas incrementó a medida que pasaron las temporadas reproductivas. En el resto de periodos, el número de parejas fue baja y estadísticamente similar entre temporadas.

Spiza americana: a diferencia del *Ammodramus savannarum*., esta especie presentó mayor densidades durante la primera temporada reproductiva en los sitios bajo pastoreo ($F=_{13.3}$; $gl=5$; KW , $P<0.0004$, $F=_{10.5}$; $gl=5$; KW , $P<0.0023$ y $F=_{14.8}$; $gl=5$; KW , $P<0.0006$, respectivamente), mientras que en los sitios sin pastoreo, no hubo diferencias significativas entre temporadas (Figura 5).

Spizella pusilla: Esta especie únicamente presentó diferencias significativas en el periodo de 0-5 años con pastoreo, con mayor densidad durante la temporada 2005 ($F=_{8.01}$; $gl=5$; KW , $P<0.0062$).

Sturnella neglecta: durante el 2005, esta especie presentó mayores densidades de aves en los sitios de 6-9 y 10-15 años con pastoreo ($F=_{22.8}$; $gl=5$; KW , $P<0.0001$ y $F=_{42.0}$; $gl=5$; KW , $P<0.00005$, respectivamente), y en el sitio de 10-15 años, sin pastoreo ($F=_{8.01}$; $gl=5$; KW , $P<0.0062$), mientras que en el 2006, la mayor densidad de aves se observó en el sitio de 6-9 años sin pastoreo ($F=_{16.0}$; $gl=5$; KW , $P<0.0004$).

Agelaius phoeniceus: los tres sitios con pastoreo y el sitio de 6-9 años con pastoreo, durante el 2005, presentaron las mayores densidades entre temporadas reproductivas ($F=_{88.8}$; $gl=5$; KW , $P<0.00005$, $F=_{24.0}$; $gl=5$; KW , $P=0.0001$, $F=_{15.4}$; $gl=5$; KW , $P=0.0005$, y $F=_{12.3}$; $gl=5$; KW , $P=0.0009$, respectivamente), mientras que durante el 2006, la mayor densidad se observó en el sitio de 6-9 años sin pastoreo ($F=_{13.2}$; $gl=5$; KW , $P=0.0009$).

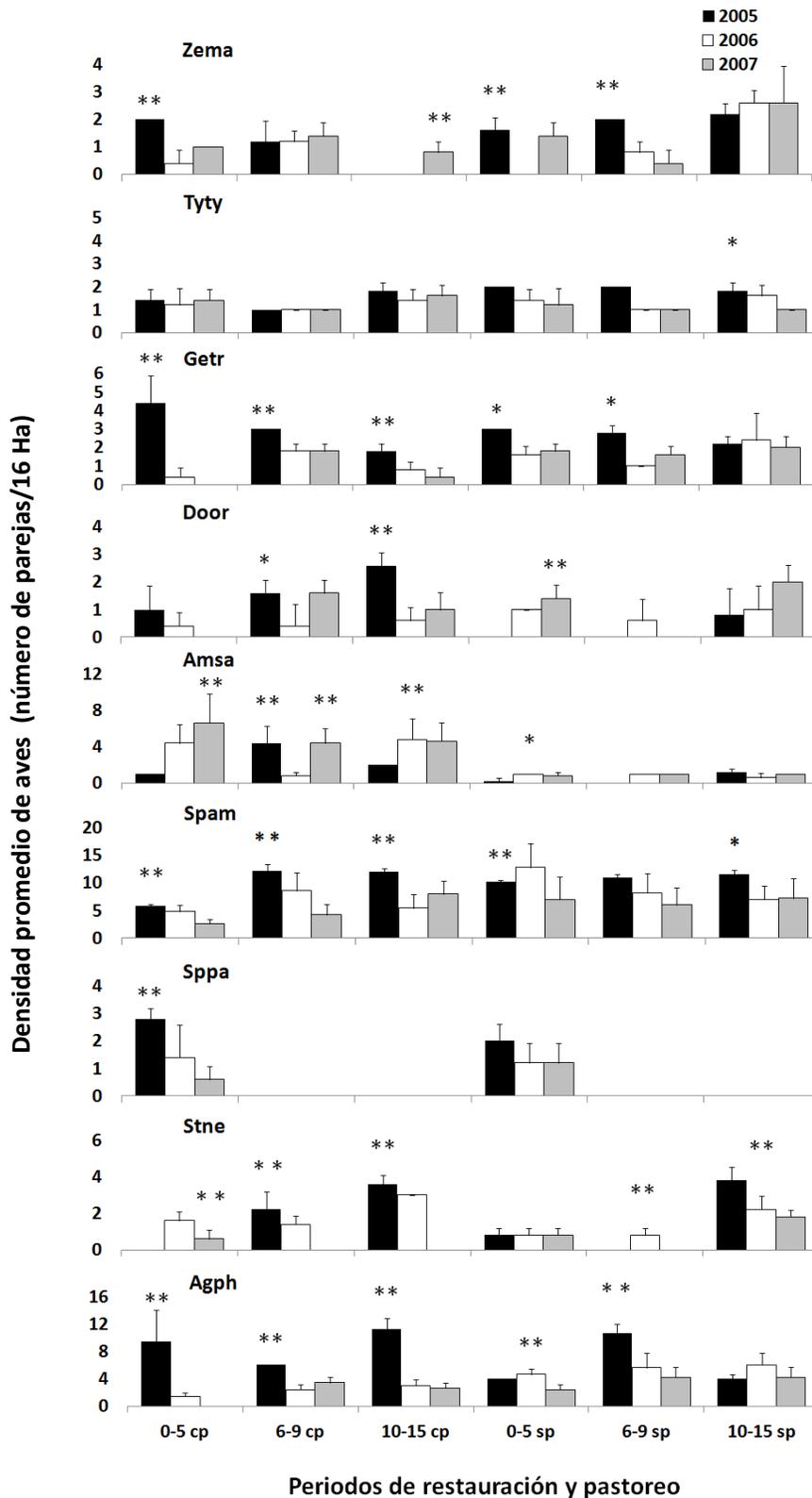


Figura 6 Densidad promedio de *Zenaida macroura* (Zema), *Tyrannus tyrannus* (Tyty), *Geothlypis trichas* (Getr), *Dolichonyx oryzivorus* (Door), *Amodrammus savannarum* (Amsa), *Spiza americana* (Spam), *Spizella pusilla* (Sppa), *Sturnella neglecta* (Stne) y *Agelaius phoeniceus* (Agph), en pastizales restaurados sobre los márgenes del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA., en las temporadas 2005 al 2007. Las líneas verticales sobre las barras, representan intervalos de confianza. Las densidades son comparadas entre temporadas, por cada periodo de restauración, utilizando una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($n=2$). * $P < 0.05$, ** $P < 0.005$.

2.5.3 Relaciones de aves y componentes de hábitat

Riqueza y Diversidad de aves

El Analisis de regresión escalonada (ARE) aplicado para determinar que componentes específicos de la vegetación influyeron en la riqueza y la diversidad de especies, no mostraron suficientes evidencias estadísticas en los resultados entre estos parámetros (mínimamente $R^2=0.80$), en ninguna de las clases de edad con y sin pastoreo ni en ninguna de las tres temporadas de estudio, a pesar de que los parámetros de vegetación si mostraron diferencias significativas entre clases de edad y entre años (Tabla 4).

Tabla 4 Componentes de la vegetación promedio (\pm DS) en pastizales mixtos con diferentes edades en restauración con y sin pastoreo en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA. Veranos 2005-2007.

Parámetros de vegetación	Clases de edad en restauración						P
	0-5 años	6-9 años	10-15 años	0-5 años	6-9 años	10-15 años	
Temporada 2005	Con pastoreo			Sin pastoreo			
Altura (cm)	50.6 (18)	57.2 (8.4)	43.5 (3.9)	49.8 (14.3)	52.4 (12)	58.1 (16)	
% de Vegetación total	37.6 (18)	43.1 (8.4)	59.1 (15)	24.9 (5.5)	26.4 (3.0)	33.4 (8.5)	
% de Pastos	25.4 (14)	28.6 (5.7)	37.8 (13)	11.9 (2.8)	14.1 (6.4)	20.4 (4.7)	
% de Herbáceas	12.1 (3.9)	13.4 (5.1)	19.1 (3.7)	13.1 (5.1)	12.8 (4.9)	12.6 (4.1)	
% de Leñosas	0.11 (0.2) b	0.38 (0.5) ab	1.71 (1.4) a	0.07 (0.2)	0.08 (0.2)	0.61 (0.9)	
% de Hojarasca	27.7 (4.1) a	14.2 (5.7) b	15.6 (3.3) b	4.55 (2.2) b	6.48 (4.1) b	51.3 (5.4) a	**
Profundidad de hojarasca (mm)	48.6 (7.8) a	22.2 (8.8) ab	18.5 (2.4) b	6.38 (4.1) b	10.9 (9.3) b	42.1 (9.7) a	**
% de Suelo desnudo	26.4 (16) ab	37.9 (2.6) a	20.8 (8.5) b	67.4 (6.8) a	65.8 (8.1) a	6.25 (4.7) b	**
Temporada 2006	Con pastoreo			Sin pastoreo			
Altura (cm)	43.5 (9.1)	50.4 (13)	46.1 (3.3)	56.1 (10)	46.9 (8.9)	53.8 (2.1)	
% de Vegetación total	51.4(8.9) b	61.8 (14) ab	70.6 (3.5) a	51.3 (10)	53.2 (6.2)	60.4 (12)	
% de Pastos	38.9 (6) b	46.8 (15) ab	59.8 (10) a	34.1 (8.6)	33.9 (9.1)	31.9 (7.2)	
% de Herbáceas	7.98 (5.1)	14.7 (4.8)	10.3 (10)	16.1 (4.9) b	15.8 (2.7) b	25.5 (7.6) a	*
% de Leñosas	1.44 (1.8) a	0 b	0.59 (0.9) ab	0.75 (1.6)	0 (0.0)	1.02 (1.6)	
% de Hojarasca	17.7 (9.9)	13.1 (4.5)	19.8 (6.7)	35.8 (16)	33.5 (11)	39.1 (13)	
Profundidad de hojarasca (mm)	9.1 (2.5)	20.9 (16)	25.4 (13)	62 (2) a	38.8 (11) b	57.9 (8.9) ab	*
% de Suelo desnudo	30.7 (3.9) a	24.9 (15) ab	8.45 (4.6) b	12.1 (6.1) a	11.3 (8.6) a	0.18 (0.1) b	**
Temporada 2007	Con pastoreo			Sin pastoreo			
Altura (cm)	37.5 (8.9) b	55.2 (4.8) a	46.7 (4.1) ab	66.9 (3.5)	63.5 (3.3)	66.1 (8.2)	
% de Vegetación total	60.9 (5.7)	71.4 (8.4)	70.6 (10)	62.6 (7.8)	60.9 (2.4)	63.2 (8.9)	
% de Pastos	35.8 (3.9) b	49.1 (10) ab	64.4 (11) a	34.8 (12)	35.7 (3.7)	33.9 (5.7)	
% de Herbáceas	25.3 (7.9) a	21.7 (3.3) a	5.59 (3.6) b	27.3 (14)	23.4 (5.9)	29.6 (7.5)	
% de Leñosas	0.84 (0.8)	0 (0.0)	0.33 (0.7)	0.13 (0.2)	0.22 (0.3)	0.13 (0.3)	
% de Hojarasca	28.1 (4.9) a	13.6 (3.2) b	19.6 (4.7) ab	22.8 (8.7)	27.2 (7.1)	34.9 (10)	
Profundidad de hojarasca (mm)	61.4 (22)	53.2 (23)	73.6 (18)	89.9 (30) b	128.2 (18) a	90.1 (15) b	*
% de Suelo desnudo	9.71 (4.5)	13.9 (10)	10.5 (6.7)	11.4 (5.4) a	12.8 (6.1) a	0.42 (0.4) b	**

Comparación de medias bajo el procedimiento no paramétrico all-pairwise de Kruskal-Wallis. Medias con la misma letra no son diferentes significativamente. * $P < 0.05$; ** $P < 0.005$.

Densidad de aves.

En el caso de las densidades individuales por especie, el ARE reveló que las densidades de 9 de 10 especies evaluadas, presentaron relación con al menos un componente de vegetación en los sitios con diferentes clases de edad en restauración con o sin pastoreo, es decir, los resultados del análisis mostraron cuales componentes de vegetación podrían haber influido en la densidad de algunas especies, no obstante, no en todas las clases de edad se observaron relaciones significativas. La Tabla 5 muestra los componentes de vegetación expresados como variables independientes seleccionados por los modelos de regresión, los cuales fueron relacionados con las densidades de las aves, evaluados de manera independiente para cada situación de manejo de hábitat, por temporada reproductiva y para cada especie de ave. Esta Tabla incluye únicamente los casos en las cuales el ARE encontró relaciones entre la densidad por especie, por temporada y el parámetro o una combinación de algunos de estos, con una probabilidad ≤ 0.05 , lo que demuestra que cada especie de ave respondió a uno o varios factores del hábitat que podrían ser los componentes de hábitat generados por el manejo específico de pastizales.

Tabla 5 Análisis de regresión escalonada de relaciones de densidad de especies selectas y características de vegetación, con análisis independientes para cada clase de edad en restauración con y sin pastoreo para cada temporada reproductiva, en pastizales mixtos en restauración, en el valle del río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas reproductivas 2005-2007. CP: con pastoreo, y SP: sin pastoreo. CME: Cuadrado Medio del Error.

Variable Dependiente (Densidad)	Temporada reproductiva	Clase de edad y pastoreo	R ² Ajustada (CME)	P	Variables independientes	Pendiente (± ES)	P
Especie							
Paloma huihota (<i>Zenaida macroura</i>)	2005	6-9 años CP	0.999 (0.0007)	0.006	Altura	-0.04 (0.001)	0.025
					Pastos	0.19 (0.002)	0.007
	2006	6-9 años CP	0.807 (0.038)	0.024	Leñosas	-0.79 (0.009)	0.007
		6-9 años SP	0.851 (0.029)	0.016	Hojarasca	0.09 (0.022)	0.024
		10-15 años SP	0.864 (0.041)	0.014	Altura	0.04 (0.009)	0.016
		0-5 años SP	0.944 (0.017)	0.004	Suelo desnudo	-4.93 (0.959)	0.014
2007	0-5 años CP	0.844 (0.031)	0.018	Suelo desnudo	0.09 (0.012)	0.004	
	10-15 años CP	0.844 (0.031)	0.018	Profund. Hojarasca	0.02 (0.005)	0.018	
Mosquero tirano (<i>Tyrannus tyrannus</i>)	2005	0-5 años CP	0.997 (0.001)	0.001	Altura	0.03 (0.007)	0.001
	2006	10-15 años SP	0.864 (0.041)	0.014	M. Veg. Mto. en pie	0.016 (0.012)	0.005
					Herbáceas	-0.069 (0.014)	0.014
Mascarita común (<i>Geothypis trichas</i>)	2005	0-5 años CP	0.882 (0.330)	0.011	Herbáceas	0.407 (0.073)	0.011
		6-9 años SP	0.706 (0.059)	0.013	Herbáceas	0.079 (0.025)	0.013
	2006	10-15 años SP	0.997 (0.008)	0.001	Leñosas	0.744 (0.004)	0.003
					Suelo desnudo	-5.681 (0.625)	0.012
	2007	0-5 años SP	0.891 (0.022)	0.001	Leñosas	-1.978 (0.341)	0.001
		6-9 años CP	0.826 (0.035)	0.001	Suelo desnudo	-0.039 (0.008)	0.001
Gorrión arrocero (<i>Dolichonyx oryzivorus</i>)	2006	0-5 años CP	0.991 (0.003)	0.004	Cobertura Total	0.109 (0.014)	0.016
					Profund. Hojarasca	0.591 (0.051)	0.007
					Hojarasca	0.182 (0.044)	0.024
	2007	6-9 años CP	0.807 (0.154)	0.024	Altura	-0.102 (0.029)	0.038
		6-9 años CP	0.745 (0.076)	0.038	Altura	-0.188 (0.015)	0.006
		10-15 años CP	0.975 (0.012)	0.012	Profund. Hojarasca	0.019 (0.003)	0.028
	10-15 años SP	0.981 (0.009)	0.009	Herbáceas	0.058 (0.008)	0.021	
				Profund. Hojarasca	-0.023 (0.004)	0.033	

Gorrión chapulinero (<i>Ammodramus savannarum</i>)	2005	6-9 años CP	0.967 (0.156)	0.016	Pastos	0.177 (0.034)	0.037
		Suelo desnudo				0.743 (0.076)	0.011
	2006	10-15 años SP	0.922 (0.015)	0.006	Altura	-0.027 (0.004)	0.006
		10-15 años SP	0.864 (0.041)	0.014	Herbáceas	-0.069 (0.014)	0.014
		0-5 años CP	0.929 (0.937)	0.005	Leñosas	-4.593 (0.626)	0.005
2007	10-15 años CP	0.914 (0.458)	0.007	Herbáceas	0.611 (0.092)	0.007	
Gorrión indefinido (<i>Spizella pusilla</i>)	-----	-----	-----	NS	-----	-----	-----
Arrocero americano (<i>Spiza americana</i>)	2005	0-5 años SP	0.731 (0.054)	0.041	Herbáceas	0.079 (0.022)	0.041
		6-9 años CP	0.854 (0.248)	0.016	Suelo desnudo	0.476 (0.096)	0.016
		6-9 años SP	0.781 (0.109)	0.029	Altura	0.055 (0.014)	0.029
		10-15 años SP	0.922 (0.062)	0.006	Altura	0.054 (0.007)	0.006
		0-5 años SP	0.999 (<0.001)	<0.001	Leñosas	-2.955 (0.0001)	<0.001
	2006	10-15 años CP	0.999 (0.001)	0.006	Cobertura Total	-0.544 (0.006)	0.006
					Leñosas	-0.454 (0.018)	0.025
					Profund. Hojarasca	0.114 (0.001)	0.009
		10-15 años SP	0.906 (0.749)	0.008	Suelo desnudo	-25.91 (4.112)	0.008
		0-5 años CP	0.982 (0.014)	0.009	Leñosas	-0.559 (0.101)	0.032
	2007				Profund. Hojarasca	-0.026 (0.003)	0.019
		0-5 años SP	0.926 (1.594)	0.005	Pastos	-0.376 (0.052)	0.005
		6-9 años CP	0.764 (1.229)	0.033	Profund. Hojarasca	0.088 (0.023)	0.033
		10-15 años SP	0.927 (1.207)	0.005	Altura	0.485 (0.067)	0.005
		10-15 años CP	0.971 (0.008)	0.014	Herbáceas	-0.602 (0.013)	0.045
Pradero occidental (<i>Sturnella neglecta</i>)	2005				Hojarasca	-0.172 (0.015)	0.007
					Cobertura Total	-0.046 (0.005)	0.013
	2006	6-9 años SP	0.994 (0.001)	0.002	Pastos	-0.019 (0.003)	0.034
		10-15 años SP	0.995 (0.003)	0.002	Leñosas	0.084 (0.018)	0.046
	2007				Profund. Hojarasca	0.087 (0.003)	0.001
0-5 años SP		0.891 (0.022)	0.011	Leñosas	-1.978 (0.341)	0.011	
Tordo sargento (<i>Agelaius phoeniceus</i>)	2005	6-9 años SP	0.881 (0.275)	0.011	Mat. Veg. Muerto. en pie	-0.498 (0.091)	0.011
					Cobertura Total	0.109 (0.013)	0.015
	2006	0-5 años CP	0.991 (0.002)	0.004	Profund. Hojarasca	0.591 (0.005)	0.007
		6-9 años CP	0.841 (0.127)	0.018	Pastos	0.056 (0.012)	0.018
		6-9 años SP	0.994 (0.036)	0.003	Altura	0.118 (0.011)	0.008
					Profund. Hojarasca	0.182 (0.008)	0.002
		10-15 años CP	0.995 (0.004)	0.002	Pastos	0.035 (0.004)	0.013
					Profund. Hojarasca	0.058 (0.003)	0.003
2007	10-15 años SP	0.698 (1.205)	0.049	Suelo desnudo	-16.71 (5.215)	0.049	
	0-5 años SP	0.819 (0.144)	0.022	Herbáceas	0.059 (0.013)	0.022	
Tordo cabeza café (<i>Molothrus ater</i>)	2005	6-9 años SP	0.706 (0.058)	0.047	Herbáceas	0.079 (0.024)	0.047
		10-15 años SP	0.696 (0.091)	0.049	Leñosas	0.301 (0.094)	0.049
	2006	0-5 años CP	0.828 (0.051)	0.021	Leñosas	-0.661 (0.146)	0.021
		0-5 años SP	0.944 (0.168)	0.003	Suelo desnudo	0.098 (0.011)	0.003

2.6. Discusión de resultados.

En general, los pastizales restaurados en los márgenes del Rio Platte, en el centro sur de Nebraska, proporcionaron hábitat para una amplia riqueza de especies de aves, incluyendo tanto especies especialistas de pastizales, como generalistas, tal que como lo observaron Sporrong y Davis (2007) en pastizales restaurados cercanos a las áreas de estudio del presente trabajo. Adicionalmente, parte de los resultados aquí obtenidos, coinciden con las observaciones que reportaron Millenbah et al. (1996) y Bakker et al. (2005), en cuanto a una mayor riqueza y diversidad de especies de aves en pastizales de reciente apertura bajo restauración con fuego y pastoreo, tal como los parámetros observados en el sitio de 0-5 años con pastoreo que evalué en el presente estudio, señalando además, que las aves pudieron haber seleccionado condiciones de hábitat alternas, es decir, tanto áreas abiertas, como áreas mediana o altamente densas como los areas de borde, razón por lo cual el número de especies

podría haber sido mayor en relación al resto de los sitios con diferente periodo o clase de restauración de pastizales. Un patrón similar fue observado por Fritcher et al. (2004), encontrando mayor diversidad de aves en sitios con etapas serales iniciales, de 0-2 años de restauración, que en sitios de etapas intermedias o maduras, igual o mayores de 6-8 años con restauración, en pastizales altos en el Sur de Dakota, situación que de acuerdo a Wiens (1989), podrían ser resultado de etapas tempranas de sucesión, con pocas especies abundantes y un número mayor de especies poco numerosas, además, con índices de diversidad y equidad de especies superior a lo observado en los sitios de mayor edad.

Considero que la presencia de ganado influyó también en las comunidades de aves, favoreciendo la composición y densidad en los sitios de edad joven e intermedia, debido al efecto de reducción de la cobertura vertical que provoca el ramoneo, lo que favorece a especies que prefieren áreas con mayor apertura de la vegetación, cobertura de porte medio y espacios abiertos. Holecheck et al. (1998) por su parte señala que el pastoreo puede afectar las comunidades de plantas, reduciendo la diversidad de especies, y disminuyendo el crecimiento de la vegetación; el ganado compacta el suelo por acción del pisoteo, remueve el material vegetal, e indirectamente reduce la infiltración de agua, y consecuentemente, la reducción en la densidad de la vegetación. Los sitios de 0-5 y 6-9 años bajo condiciones de pastoreo no mostraron diferencias en diversidad y equidad. En los sitios sin pastoreo, no hubo diferencias significativas consistentes entre la diversidad de aves del sitio joven y el sitio maduro, debido a la poca diferencia en los componentes de hábitat entre las clases de edad, particularmente la altura de la vegetación, la cobertura de total de la vegetación, de pastos, hierbas y suelo desnudo, por lo que las especies encontraron alta similitud entre estos sitios.

Otro de los factores que considero que influyeron en las comunidades de aves, fué la presencia de agua que se presentó en los sitios de restauración, con muchos eventos de lluvia, algunos de estos de forma torrencial, así como los largos periodos de inundación provocados por la lluvias mismas y por el desbordamiento de arroyos adjuntos a las áreas, particularmente durante los veranos de las temporadas 2005 y 2007 (Figura 3). De una temporada a otra, la cantidad de precipitación varió considerablemente. Las lluvias más intensas se presentaron al inicio del periodo de nidación en Mayo de 2005, y en Mayo del 2007, en el comienzo de la

etapa del proceso reproductivo en la región, el cual se vio interrumpido por casi dos semanas en ambas temporadas. Probablemente, debido a esto, el número de especies y sus densidades se redujo por la falta de áreas de pastizal abiertas disponibles, sobre todo aquellas especies que buscan alimento en el suelo y entre la hojarasca acumulada.

Mis resultados sugieren que los pastizales con periodos relativamente prolongados de restauración, parece haber favorecido a especies que requieren condiciones de hábitat con coberturas más altas y densas, por ejemplo *Sturnella neglecta*, la cual presentó afinidad por las áreas maduras y al pastoreo, es decir, al parecer la presencia de ganado no afectó sus densidades. Estudios como el de Van Dyke et al. (2004) en pastizales altos en Iowa y el de Bakker et al. (2005) en áreas del CRP en Dakota del Sur respectivamente, asociaron bajas densidades de esta especie a las quemadas prescritas y densidades mayores en áreas con deshierbe, ambos métodos luego de dos años de aplicados; Robel et al. (1998) por su parte, observó mayores densidades en áreas sin fuego reciente que en áreas de pastizal a las que se les aplicó quemadas prescritas cada uno o dos años durante un periodo continuo de seis años, con abundancias que duplicaban los valores observados en las áreas incendiadas. Los altos porcentajes de similitud de especies entre la mayor parte de las clases de edad en restauración, sugiere que una vez alcanzada la edad intermedia, los pastizales podrían a empezar a presentar condiciones de degradación, como la presencia de especies leñosas y la acumulación gradual de hojarasca, que afectan a las especies que dependen del pastizal, por lo tanto, el considerar dejar por largo tiempo (>6/9 años) en desuso los pastizales podría ser poco benéfico para las aves si lo que se desea es mantener altos índices de riqueza y diversidad de aves en los pastizales. Wiens y Rotenberry (1981) observaron cierta preferencia de *Sturnella neglecta* por hábitats con altas coberturas de pastos y hojarasca en sitios anteriormente manejados con fuego, observaciones que al igual que mis resultados coincidieron parcialmente con las de Bock y Bock (1987), quienes notaron cierta adaptabilidad de esta especie tanto a áreas de pastizal recientemente quemadas como a sitios a los que se les aplicó fuego prescrito hacía más de 10 años; a pesar de que las áreas maduras parecen haber favorecido más a *S. neglecta*, que las áreas recién quemadas debido a que el fuego elimina la mayor parte de la hojarasca, observé que el *S. neglecta* no se ausentó completamente de las áreas jóvenes en

nuestras áreas de estudio; es más común en pastizales nativos, sin embargo no es raro encontrarlo en campos de alfalfa, a lado de los caminos, en áreas de cultivos abandonados y otras áreas abiertas (Johnson y Temple, 1997). Por otra parte, DeGraff y Rappole (1995) observaron que *Sturnella neglecta* parece ser muy tolerante a diferentes niveles de pastoreo.

Por otro lado, *Zenaida macroura* seleccionó sitios sin pastoreo, sobre todo los sitios de edad intermedia y mayor, sin embargo, también sus densidades fueron notablemente altas en las áreas joven e intermedia, debido al alto porcentaje de suelo desnudo, por lo que de acuerdo a DeGraff y Rappole (1995), las respuestas de esta especie al pastoreo varían ampliamente, y considera que hay otros factores ambientales además del pastoreo, no evaluados en el presente estudio-, que podrían ser importantes para esta especie, y que ayuden a explicar tales respuestas. Por su parte, *Agelaius phoeniceus* tuvo mayores densidades a medida que incrementó la edad de las restauraciones, particularmente en las áreas sin pastoreo, sin embargo, a pesar de que algunos investigadores han relacionado la densidad de esta especie con una alta variedad de condiciones de hábitat (Knopf et al. 1988), principalmente áreas de vegetación densa, incluyendo cobertura de pastos altos y densos (Furey y Burhans 2006), mis observaciones de campo, coincidiendo con las de Fritcher et al. (2004), sugieren que las densidades de *A. phoeniceus* estuvieron influenciadas principalmente por la cercanía de áreas de humedales dentro y cerca de los sitios de estudio y no únicamente por la estructura de la vegetación dada por las restauraciones o por las condiciones de pastoreo.

Observé a *Dolichonyx oryzivorus* con densidades muy bajas en áreas jóvenes (de 0-5 años), pero con densidades mayores en los sitios de edad intermedia (de 6-9 años) y madura (de 10-15 años), con y sin pastoreo, debido a que la vegetación presentaba una estructura con manchones largos y discontinuos de pastos puros, distribuidos irregularmente a lo largo del sitio, con cobertura abundante de la especie de pasto *Bromus inermis*, lo cual coincide también con las observaciones de Fritcher et al. (2004) y Bakker et al. (2005) en áreas del CRP en Fort Pierre National Grassland, ambos en Dakota del Sur.

La respuesta de *Spiza americana* al fuego en nuestras áreas de estudio fue diversa pero generalmente positiva, particularmente en los sitios maduros. El efecto del pastoreo sobre las densidades de *S. americana* fue inconsistente y poco claro en términos generales; es una

especie residente de pastizales, muy territorial, que prefiere sitios con vegetación continua, generalmente caracterizados por pastos puros y medianamente altos, y algo de vegetación residual, favorecida por áreas con hojarasca profunda, con mayor cobertura de pastos que de herbáceas (Johnson 1997; Madden et al. 1999), sus hábitats reproductivos incluyen pastos mixtos y praderas de pastos altos, zonas de praderas pantanosas, cultivos de alfalfa, campos abandonados y ocasionalmente áreas activas de cultivo, condiciones y características de hábitat que concuerdan parcialmente con las características observadas en nuestros sitios de estudio.

Las densidades de *A. savannarum* en contraste con las de *Zenaida macrura*, *Sturnella neglecta* y *Dolychonix oryzivorus*, no se vieron afectadas significativamente por las quemadas recientes ni por el pastoreo, al contrario, a pesar de que durante el conteo de aves encontramos algunos nidos de *A. savannarum* destruidos por el pisoteo del ganado, las densidades fueron significativamente altas en comparación con los sitios sin pastoreo, con resultados similares a los obtenidos por McCoy et al. (1999) en pastizales del CRP en Missouri y Iowa expuestos a pastoreo una vez aplicado fuego prescrito.

En algunos casos, como *Spiza americana* y *Molothrus ater*, esta situación de mayor complejidad de la vegetación, les fue indiferente, debido a que ambas especies fueron abundantes en condiciones de presencia o en ausencia de pastoreo, debido a su amplio rango de selección de hábitats, y a la presencia de plantas leñosas en todos los sitios, utilizadas frecuentemente como sitios de percha, y es que para Powell (2008) los efectos del pastoreo sobre las aves de pastizal varían con las especies, con la localidad y con la carga animal de ganado, lo que para unas especies podría ser benéfico o perjudicial, para otras podría ser indiferente dependiendo de las condiciones antes mencionadas.

2.7. Conclusiones.

Las restauraciones son importantes para las aves y son indicativos de las respuestas a los impactos inmediatos y a largo plazo del fuego y del pastoreo, así pues, los efectos variaron con el tipo de manejo y las preferencias específicas de hábitat de las especies afectadas o beneficiadas, y las respuestas tuvieron mayor claridad sobre las aves como especies individuales que como comunidad. Dados los resultados obtenidos en la presente investigación, se rechaza la hipótesis inicial planteada, debido a que si observé diferencias tanto en las

densidades como en la diversidad de especies de aves, en los diferentes tratamientos o medidas de restauración de pastizales. En situaciones de manejo de hábitat para estas áreas, recomiendo considerar la opción de diseñar, establecer, fomentar y mantener, planes de manejo que generen, o bien, promuevan, paisajes con mosaicos de pastizales jóvenes (de 0 a 2-3 años) y medianamente maduros (entre 4 y 6 años como máximo), sin la necesidad de prolongar el tiempo en desuso de los pastizales, debido a la degeneración en la estructura y calidad de los mismos, a causa del establecimiento de especies arbóreas o la invasión de especies exóticas en las praderas, entre otras, promoviendo su rehabilitación con especies nativas de pastos, en los que se considere el uso de quemas prescritas responsables, y la aplicación de esquemas de pastoreo diverso con ganado doméstico, a fin de proporcionar condiciones para maximizar la diversidad de especies que prefieren áreas de recién apertura, así como especies comunes de áreas maduras, evitando en la medida de lo posible, el abandono y el desuso prolongado de las áreas de pastizal, lo que facilitaría la erradicación de especies de plantas leñosas invasoras y arbóreas que degradan a los ecosistemas de pastizal. La ausencia de pastoreo, parece haber sido favorable para especies que buscan una mayor cobertura de la vegetación, o mayor profundidad de la hojarasca, como en el sitio de edad madura. La presencia, configuración y localización actual de las áreas de borde rodeando los pastizales estudiados, juegan un papel muy importante en la diversidad de aves que hacen uso de estos ecosistemas en restauración, particularmente durante la temporada de reproducción, debido a la cantidad de depredadores potenciales y al riesgo de pérdida o reducción de nidos por el parasitismo reproductivo, el cual se incrementa con la cercanía a los bordes de la vegetación con áreas arboladas. Los pastizales tienen historias ancestrales propias en la dinámica de la vegetación, mediadas por la variación en la intensidad y frecuencia de factores como el fuego periódico y el pastoreo de ungulados nativos, que al ser modificada influye en las comunidades de aves, particularmente sensible durante la época reproductiva debido a que las aves seleccionan hábitats de nidación con características muy específicas (Askins et al. 2007; Coppedge et al. 2009), situación que los dueños de los pastizales frecuentemente ignoran o deliberadamente pasan por alto debido a que generalmente los programas de manejo de hábitat obedecen a necesidades y presiones económicas difíciles de modificar a favor de la

fauna silvestre sin valor comercial como el caso de muchas especies de aves de pastizal y matorrales desérticos (Heredia-Pineda 2000). Así, la mayor parte de las actividades de manipulación de hábitat son enfocadas a proporcionar condiciones de hábitat para la producción de especies de interés cinegético, y a consecuencia de los constantes cambios en las praderas, hoy en día, muchas especies de aves de pastizal dependen de las decisiones multiusos y criterios arbitrarios adoptados por los dueños de las tierras. Desafortunadamente, los cambios radicales en la estructura de los pastizales provocados por decisiones equivocadas amenazan la integridad de comunidades nativas de plantas y animales en muchas formas y a muchos niveles (Van Dyke et al. 2004), de tal forma, que la condición de los pastizales es muy importante debido a la alta riqueza de especies de aves que dependen de estos ecosistemas en una parte significativa de América (Vickery y Herkert 1999). De acuerdo a Kennedy et al. (2006), la restauración de pastizales es de alta prioridad de conservación.

En situaciones donde no es posible prevenir la fragmentación del hábitat, en las que el fuego no se permita; o bien, en las que el pastoreo de herbívoros nativos no esté presente en los procesos naturales, los tratamientos de manejo como las quemas prescritas y deshierbe pueden ser usados para mitigar los efectos negativos de la fragmentación del hábitat, imitando los procesos naturales del fuego y el pastoreo, y así facilitar la restauración de la diversidad. El estado actual de los pastizales y las tendencias pasadas asociadas con estos ecosistemas, han fomentado muchos enfoques recientes e innovadores de uso y administración de la tierra que ahora están ayudando a mantener y rescatar las especies y hábitats originales de pastizales (Zuckerberg y Vickery 2006). El manejo y la integridad de los ecosistemas, ya sea con propósitos de conservación o con planes de recursos básicos, deben fundamentarse en información lo suficientemente completa con base en el paisaje y que incluya las características biológicas, físicas y socioeconómicas (Wiken et al. 2002). De acuerdo con lo que señalado por Reinking et al. (2000) y Coppedge et al. (2008), si la prioridad del manejo del hábitat es para incrementar la diversidad de aves de pastizal, entonces es necesario proveer un mosaico de hábitats producidos por una variedad de regímenes de pastoreo y fuego en el paisaje.

2.8. Literatura citada

- Alanís R., E., J. Jiménez-Pérez, O. Aguirre-Calderón, E. Treviño-Garza, E. Jurado-Ybarra, y M. González-Tagle. 2008.** Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista CiENCIA UANL* 1: 56-62.
- Askins, R. A., F. Chavez-Ramirez, B. C. Dale, C. A. Hass, J. R. Herkert, F. L. Knopf, and P. D. Vickery. 2007.** Conservation of grassland birds in North America: Understanding ecological processes in different regions. *Ornithological Monographs* 64.
- Batáry, P., A. Baldi, and S. Erdos. 2007.** Grasslands versus non-grasslands bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. *Biodiversity Conservation* 16:871-881.
- Bakker, K. K., S. L. Eggebo, K. F. Higgins, and D. E. Nangle. 2005.** Grasslands bird use of CRP fields that differ by age-class and cover type. *Proceedings of the 19th North American Prairie Conference*. Part II: Prairie Wildlife and Animal Studies. Pp. 70-75.
- Bock, C. E., and J. H. Bock. 1987.** Avian habitat occupancy following fire in a Montana shrubsteppe. *The Prairie Naturalist* 19:153-158.
- Chu, G. C. C., and D. Anderson. 2001.** The effects of fire on mixed-grass prairie vegetation and grassland Birds Diversity. PFRA Range Management Projects. 5 Pp. <http://www.agr.gc.ca/pfra/land/burnveg.htm>.
- Coppedge, B. R., S. D. Fuhlendorf, W. C. Harrell, and D. M. Engle. 2008.** Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. *Biological Conservation* 141: 1196-1203.
- Davis, C. A. 2001.** Abundance and habitat associations of birds wintering in the Platte River Valley, Nebraska. *Great Plains Research* 11:233-48.
- Davis, C. A., J. E. Austin, and D. A. Buhl. 2006.** Factors influencing soil invertebrate communities in riparian grasslands of the central Platte River floodplains. *Wetlands* 26(2):438-454.

- DeGraaf, R. M., and H. Rappole. 1995.** Neotropical migrants birds: natural history, distribution and population change. Comstock Publ. Assoc. Cornell Univ.Press, Ithaca, NY.
- Derner, J. D., W. K. Lauenroth, P. Stapp, and D. J. Augustine. 2009.** Livestock as ecosystem engineers for grasslands bird habitat in the western Great Plains of North America. *Rangeland, Ecology and Management* 62:111-118.
- Dobkin, D. S. 1994.** Conservation and management of Neotropical migrant landbirds in the northern Rockies and Great Plains. Univ. of Idaho Press. Moscow, ID.
- Escalante, P., A. M. Sada, y J. Robles-Gil. 1996.** Listado de Nombres Comunes de las Aves de México. CONABIO-SIERRA MADRE. México.
- Fletcher Jr., R. J., Koford. 2002.** Habitat and landscape associations of breeding birds in restored and native grasslands. *Journal of Wildlife Management* 66:1011–1022.
- Fritcher, S. C., M. A. Rumble, and L. D. Flake. 2004.** Grassland bird densities in seral stages of mixed-grass prairie. *The Journal of Range Management* 57:351-357.
- Fuhlendorf, S. D., and D. M. Engle. 2001.** Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *BioScience* 51(8):625-632.
- Fuhlendorf, S. D., and D. M. Engle. 2004.** Application of the fire-grazing interaction to restore a shifting mosaic on tallgrass prairie. *Journal of Applied Ecology*. 41:604–614.
- Fuhlendorf, S. D., W. C. Harrell, D. M. Engle, R. G. Hamilton, C. A. Davis, and D. M. Leslie Jr. 2006.** Should heterogeneity be the basis for conservation? Grasslands bird response to fire and grazing. *Ecological Applications* 16(5):1706-1716.
- Furey, M. A., and D. E. Burhans. 2006.** Territory selection by upland red-winged blackbirds in experimental restoration plots. *The Wilson Journal of Ornithology* 118(3):391-398.
- Gauthier, D. A., A. Lafón, T. Toombs, J. Hoth, and E. Wiken. 2003.** Grasslands: Toward a North American Conservation Strategy. Canadian Plains Research Center, University of Regina, Regina, Saskatchewan, and Commission for Environmental Cooperation, Montreal, Quebec, Canada. 99 pp.

- Gibson, D. J.** 2009. Grasses and Grassland Ecology. Oxford University Press. Pp. 305.
- Henderson, P. A.** 2003. Practical Methods in Ecology. 163 pp.
- Heredia-Pineda, F. J.** 2000. Efectos de los tratamientos mecánicos sobre las aves en el Matorral Xerófilo en Lampazos, N. L., México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N. L., México. 93 p.
- Holechek, J. L., R. D. Pieper, and C. H. Herbel.** 1998. Range management principles and practices. 3rd. ed. Upper Saddle River. NJ. USA: Prentice-Hall. 542 p.
- International Bird Census Committee.** 1970. An international standard for a mapping method in bird census work recommended by the International Bird Census Committee. *Audubon Field Notes* 24:722–726.
- Johnson. R. G., and S. A. Temple.** 1990. Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *Journal of Wildlife Management* 54:106-111.
- Johnson, D. H.** 1997. Effects of fire on bird populations in mixed-grass prairie. Pages 181-206 in F. L. Knopf and F. B. Samson, eds. Ecology and conservation of Great Plains vertebrates, Chapter 8. Springer, NY. Bozeman, MT: Mountain Prairie Information Node.
- Kennedy, N., E. Brodie, J. Connolly, and N. Clipson.** 2006. Seasonal influences on fungal community structure in unimproved and improved upland grassland soils. *Canadian Journal of Microbiology* 52(7): 689-694.
- Kirkpatrick, C., S. DeStefano, R. W. Mannan, and J. Lloyd.** 2002. Trend in abundance of grassland bird following a spring prescribed burn in Southern Arizona. *The Southwestern Naturalist* 47(2):282-292.
- Knopf, F. L., R. R. Johnson, T. Rich, R. B. Samson, and R. C. Szaro.** 1988. Conservation of riparian ecosystems in the United States. *The Wilson Bulletin* 100:272–284
- Lingle, G. R.** 2005. Fifteen years of breeding birds census at four meadow sites within the Central Platte River Valley of Nebraska. Pp 16.

- Macías-Duarte, A., A. B. Montoya, C. E. Méndez-González, J. R. Rodríguez-Salazar, W. G. Hunt, and P. G. Krannitz. 2009.** Factors Influencing Habitat Use by Migratory Grassland Birds in the State of Chihuahua, Mexico. *The Auk* 126(4):896-905.
- Madden, E. M., A. J. Hansen, and R. K. Murphy. 1999.** Influence of Prescribed Fire History on Habitat and Abundance of Passerine Birds in Northern Mixed-Grass Prairie. *Canadian Field-Naturalist* 113:627-640.
- Magurran, A. E. 2004.** Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing. 256 pp.
- McCoy, T. D., M. R. Ryan, E. W. Kurzejeski, and L. W. Burger Jr. 1999.** Conservation Reserve Program: Source or sink habitat for grassland birds in Missouri? *Journal of Wildlife Management* 63(2):530-538.
- Millenbah, K. F., S. R. Winterstein, H. Campa III, L. T. Furrow, and R. B. Minnis. 1996.** Effects of Conservation Reserve Program field age on avian relative abundance, diversity, and productivity. *The Wilson Bulletin* 108(4):760-770.
- Patterson, M. P., and L. B. Best. 1996.** Bird abundance and nesting success in Iowa CRP fields: the importance of vegetation structure and composition. *American Midland Naturalist* 135:153-167.
- Powell, A. F. L. A. 2008.** Responses of breeding birds in tallgrass prairie to fire and cattle grazing. *The Journal of Field Ornithology* 79(1):41-52.
- Reinking, D. L., D. H. Wolfe, and D. A. Wiedenfeld. 2000.** Effects of livestock grazing on bird abundance and vegetation structure in shortgrass prairie. *The Bulletin Oklahoma Ornithological Society* 33(4):29-36.
- Robel, R. J., J. N. Briggs, A. D. Dayton, and L. C. Hulbert. 1970.** Relationships between visual obstruction measurements and weight of grasslands vegetation. *The Journal of Range Management* 23:295-297.
- Robel, R. J., J. P. Hughes, S. D. Hull, K. E. Kemp, and D. S. Klute. 1998.** Spring burning: Resulting avian abundance and nesting in Kansas CRP. *The Journal of Range Management* 51:132-138.

- Romero-Figueroa, G. 1999.** Caracterización ecológica y definición de esquemas de muestreo en el Matorral Espinoso Tamaulipeco. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales-UANL. 86 p.
- USDA. 1972.** Final Report: Conservation Reserve Program-summary of accomplishments 1956-1972. USDA-ASCS, Washington, D. C.
- Van Dyke, F., S. E. Van Kley, C. E. Page, and J. G. Van Beek. 2004.** Restoration efforts for plants and birds communities in tallgrass prairies using prescribed burning and mowing. *Restoration Ecology* 12(4):575-585.
- Vickery, P. D., and J. R. Herkert. 1999.** Ecology and conservation of Grasslands Birds of the Western Hemisphere. *Studies in Avian Biology No. 19.* Cooper Ornithological Society. 299 Pp.
- Vos, S. M., and C. A. Ribic. 2011.** Grassland bird use of the oak barrens and dry prairie in Wisconsin. *Natural Areas Journal* 31 (1):26-33.
- Weaver, J. E. and T. J. Fitzpatrick. 1980.** The Prairie. Contribution from the Department of Botany. University of Nebraska. No. 82. Pg. 295.
- Wiens, J. A. 1989.** The Ecology of Bird Communities. Foundations and Patterns. Volume 1. Cambridge University Press. 539 pp.
- Wiens, J. A. 1989.** The Ecology of Bird Communities. Processes and Variations. Volume 2. Cambridge University Press. 316 pp.
- Wiens, J. A., and J. T. Rotenberry. 1981.** Habitat associations and community structure in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs* 51:21-41.
- Wiken, E. B., H. Moore y M. Padilla. 2002.** Assessing North American Grassland Issues: Using Indicators and Risk Assessments. Contract Report to the Commission on Environmental Cooperation, Montreal, Quebec. Canadá.

Woodin, M. C., M. K. Skoruppa, B. D. Pearce, A. J. Ruddy, and G. C. Hickman. 2010. Grassland birds wintering at U.S. Navy facilities in southern Texas: U.S. Geological Survey Open-File Report 2010–1115, 48 p.

Zuckerberg, B. and P. Vickery. 2006. Effects of mowing and burning on scrubland and grasslands birds on Nantucket Island, Massachusetts. *The Wilson Journal of Ornithology* 118(3):353-363.

3. Nidos y productividad de aves en pastizales restaurados en el valle del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska.

3.1. Introducción

Por más de dos siglos, los pastizales nativos de Norteamérica han sido severamente degradados, fragmentados y reducidos por los efectos acumulativos del sobrepastoreo, la reducción de fuegos, por el establecimiento de plantas exóticas y por la conversión a áreas de cultivo (Woodin et al. 2010). Actualmente únicamente se conserva alrededor del 4% de la extensión original del hábitat de pastizales altos en Norteamérica, con fragmentos pequeños bastante aislados entre sí (Patten et al. 2006), y los pastizales mixtos han sido reducido del 72 al 99% desde Manitoba hasta Nebraska (Madden et al. 1999). Como resultado de estas y muchas otras modificaciones que históricamente han enfrentado los ecosistemas de pastizales, el descenso en las tasas de reclutamiento, incremento y mantenimiento de las poblaciones de aves de pastizal en al menos 23 de 42 especies en Norteamérica, se ha hecho más evidente a partir de la segunda mitad del siglo pasado (NABCI 2010). Las bajas tasas de producción anual de pollos es uno de los principales problemas que enfrentan las especies de aves de pastizal en Norteamérica desde hace varias décadas, tal como lo han documentando diversos estudios que señalan una disminución notable de poblaciones de aves, con mayor evidencia en los últimos sesenta años, parcialmente atribuidos a la pérdida directa y a la degradación gradual de sus hábitats de reproducción en el norte del continente, aunque algunas de estas pérdidas podrían ser también resultado de impactos indirectos tales como el incremento en la depredación de nidos y parasitismo reproductivo, respondiendo positivamente a la pérdida o alteración de los pastizales (Skagen y Yackel-Adams 2010). De acuerdo a Powell (2008), la depredación de nidos junto al parasitismo son unas de las principales causas de las reducciones poblacionales de las aves de pastizal, que la modificación del hábitat mediante fragmentación y el incremento de las áreas de borde favorece el contacto de las áreas abiertas con sitios más cerrados que son hábitat y corredores de depredadores reales y potenciales, aumentando además, la disposición de sitios de percha para localización de presas y nidos.

La edad o etapas serales de la vegetación, tanto como la estructura en los pastizales son muy importantes en el manejo del hábitat para la fauna silvestre. Para algunos investigadores,

la heterogeneidad del hábitat en los pastizales parece estar ligada a la diversidad de especies debido a los mosaicos de paisaje que genera la diferencia en la condición de los pastizales manejados o dejados en descanso deliberadamente, unos por periodos prolongados y otros por espacios de tiempo corto con modificaciones anuales mediante el uso de diferentes métodos de manejo de hábitat, entre estos las quemas prescritas y el pastoreo. La restauración de pastizales no solo implica la recuperación o mantenimiento de los ecosistemas como tal, puede también crear y en algunos casos incrementar las condiciones de hábitat para la fauna silvestre, entre estas, las características de hábitat para la reproducción de las aves. En el presente estudio evaluamos las respuestas de nidación de las aves, a los esfuerzos de restauración de ecosistemas de pastizales mixtos con diferentes periodos de descansos o pausas, posterior a la aplicación de fuego prescrito. Nuestra hipótesis principal consideró que no existirían diferencias en las tasas de productividad, en la incidencia de parasitismo y depredación de nidos entre áreas con diferentes clases de edad en restauración, con y sin pastoreo; y que los sitios no serían diferentes en cuanto a componentes de la vegetación, y complejidad en términos de cobertura.

3.2. Objetivo general

Evaluar la respuesta de nidación de la comunidad de aves reproductivas, a las medidas de restauración de pastizales con el uso de fuego prescrito y pastoreo de verano.

3.2.1. Objetivos específicos.

Estimar el número de nidos por especie y evaluar la productividad de las aves, las tasas y la influencia del parasitismo reproductivo y la depredación de nidos, en áreas de pastizal mixto con diferentes clases de edad en restauración con quemas prescritas con y sin pastoreo.

3.3. Metodología

3.3.1. Búsqueda y monitoreo de nidos

A partir de la tercera semana de mayo y hasta el final de la segunda semana de agosto, durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007, entre las 5:45 y hasta las 21:00 hrs, busqué y monitoreé nidos de todas las especies que encontré en los pastizales en restauración,

registrando sobre un formato de campo con una cuadrícula a escala tamaño carta, la mayoría de los movimientos de todas las aves presentes en cada uno de los sitios de estudio, invirtiendo particular atención a la localización de machos, y observando su comportamiento reproductivo que incluyó desplazamientos de cortejo, enfrentamientos con otros machos por hembras o sitios de percha, su conducta persuasiva contra depredadores, apareamiento, acarreo de material de nidación y/o alimento, así como la defensa y cuidado de territorios, siguiendo el protocolo del IBCC (1970). Con la ayuda de estas observaciones, y mediante búsquedas al azar, en las que por efecto del caminar mismo entre la vegetación, provoqué el volar de las aves incidentalmente, situación que facilitó la localización de muchos nidos de diferentes especies (Martin y Geupel 1993), los cuales revisé cada tercer día hasta que dejaran de estar activos, registrando periódicamente el estatus del nido en ese momento, el número de huevos o crías de las especies hospedadas y de *Molothrus ater*, y en caso de haber sido atacado, registrar rastros o huellas del depredador real o potencial. No incluí registros de aves que volaron sobre los pastizales, sin detenerse en las áreas en restauración durante los monitoreos.

3.3.2. Análisis de información

Concentré y evalué de manera individual, la información obtenida por temporada reproductiva, obtuve el número promedio de nidos por clase de edad en restauración, con y sin pastoreo, el tamaño de las nidadas por especie, el porcentaje de nidos parasitados y depredados, el número de huevos de *Molothrus ater* por nido, el número de crías hospedadas totales y crías depredadas, el número de crías que dejaron el nido satisfactoriamente, y finalmente evalué la productividad tradicional (Ibarra et al. 2010), considerando el número de nidos en las que al menos un polluelo dejó el nido exitosamente, entre el total de nidos observados por especie y por clase de edad en restauración. Del total de las especies nidificantes observadas, seleccioné aquellas especies más comunes en la región de acuerdo a Lingle et al. (2005) y a Davis et al. (2006) y en las que se obtuvo más del 2% de los nidos encontrados (Tabla 6), con la finalidad de evaluar las especies y facilitar los análisis. Comparé todos estos parámetros utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para ver si existían diferencias entre clases de edad con y sin pastoreo (ANOVA), adicionalmente, comparé los resultados de estos parámetros, entre temporadas reproductivas, utilizando la misma

prueba estadística. En el caso de los componentes de hábitat, apliqué las mismas pruebas entre clases y entre temporadas reproductivas.

3.4. Resultados

3.4.1. Nidos y tamaño de nidadas

Durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007, registré 41 especies de aves (Tabla 1), y encontré 558 nidos correspondientes a 17 especies del total registradas (Tabla 6), incluyendo especialistas de pastizal y especies de bosque o áreas más cerradas, asociadas a los pastizales, de éstas, *Spiza americana* presentó el mayor número de nidos con 268, seguido por *Agelaius phoeniceus* con 173 nidos, entre los nidos encontrados de ambas especies representan el 79.03 % de todos los nidos registrados. El resto de las especies individuales presentó menos del 6% de los nidos encontrados cada una. En términos generales, durante la temporada 2005 encontré 186 nidos (33.3%) del total registrados durante el periodo completo de estudio, así mismo, durante el 2006 encontré 189 nidos (33.4%), y durante la temporada 2007, registré 183 nidos (32.8%), tal como se muestra en la Tabla 6.

La mayor cantidad de nidos registrados durante las temporadas reproductivas del 2005 y 2006, considerando la totalidad de especies nidificantes, la observé en el sitio de 6-9 años bajo pastoreo, de los cuales 21 y 17 nidos correspondieron a la temporada de 2005, y 36 y 34 nidos al 2006, mientras que en la temporada del 2007, el número más alto de nidos registrados, se observó en el sitio de 0-5 años pero sin pastoreo, en todos los casos, nidos de *Spiza americana* y *Agelaius phoeniceus* respectivamente. Por otro lado, entre temporadas reproductivas, observé que durante 2005 y 2006, el número de nidos en la mayor parte de las especies registradas, fue mayor en los sitios bajo pastoreo, y en los sitios en ausencia de ganado, el número de nidos fue más alto durante las temporadas 2006 y 2007 (Tabla 6). En el análisis del número promedio anual de huevos hospederos, observados por nidada entre clases de edad, solamente encontré diferencias significativas en *Spiza americana*, esto durante la temporada 2007, con un promedio de 3.78 (± 1.1) huevos ($F=3.58$; $gl=5$; KW , $P=0.0062$) en el sitio de 10-15 años con pastoreo.

El número promedio de huevos por nido en cada una de las clases de edad, pero entre temporadas reproductivas individuales, presentó diferencias únicamente en *Agelaius*

phoeniceus, siendo mayor este parámetro en la temporada de 2005, en las clases de 0-5 y 10-15 años, ambos con pastoreo ($F=48.6$; $gl=5$; KW , $P<0.00005$ y $F=9.80$; $gl=5$; KW , $P=0.0009$), y mayor en la temporada 2007 en la clase de 10-15 años, sin pastoreo ($F=5.93$; $gl=5$; KW , $P=0.0078$), el resto de las especies analizadas no presentaron diferencias estadísticas entre temporadas por clases de edad en restauración (Figura 6).

Tabla 6. Número de nidos totales por especie, observados en cada periodo de restauración durante las temporadas 2005 al 2007, en pastizales restaurados, en los márgenes del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA. % (aporte porcentual de nidos totales por especie). Temporadas reproductivas 2005 (05), 2006 (06) y 2007 (07). CP: restauración con pastoreo, SP: restauración sin pastoreo.

Especies \ Temporadas reproductivas	Periodos de restauración																		Total (%)
	0-5 años CP			6-9 años CP			10-15 años CP			0-5 años SP			6-9 años SP			10-15 años SP			
	05	06	07	05	06	07	05	06	07	05	06	07	05	06	07	05	06	07	
Pato de collar (<i>Anas platyrhynchos</i>)	1																		1 (0.18)
Faisán de collar (<i>Phasianus colchicus</i>)				1		1						3				1			6 (1.08)
Guajolote norteño (<i>Meleagris gallopavo</i>)	1		2				2					1			1	2			9 (1.61)
Chorlito tildío (<i>Charadrius vociferous</i>)	1									1									2 (0.36)
Chorlito moteado (<i>Actitis macularia</i>)				2									2						4 (0.72)
Paloma huilota (<i>Zenaida macroura</i>)	1		2	2	4	2			1	1				2	1	3	3	6	28 (5.02)
Mosquero tirano (<i>Tyrannus tyrannus</i>)							2												2 (0.36)
Mirlo primavera (<i>Turdus migratorius</i>)				1															1 (0.18)
Cuitlacoche rojizo (<i>Toxostoma rufum</i>)		1	1	2	1													2	7 (1.25)
Mascarita común (<i>Geothlypis trichas</i>)				2		1												1	4 (0.72)
Rascador pinto (<i>Pipilo maculatus</i>)	1																		1 (0.18)
Arrocero americano (<i>Spiza americana</i>)	16	5	7	21	36	11	18	17	9	12	24	17	4	8	9	8	27	19	268 (48.03)
Gorrión indefinido (<i>Spizella pusilla</i>)	7									2		3							12 (2.15)
Gorrión chapulinero (<i>Ammodramus savannarum</i>)		1	13		1	4													19 (3.41)
Pradero occidental (<i>Sturnella neglecta</i>)			2	3	1	3	1	1	2					1				1	15 (2.69)
Gorrión arrocero (<i>Dolichonyx oryzivorus</i>)							1		2							1	1	1	6 (1.07)
Tordo sargento (<i>Agelaius phoeniceus</i>)	12			17	24	1	19	3		2	5	19	8	12	23	5	10	13	173 (31.0)

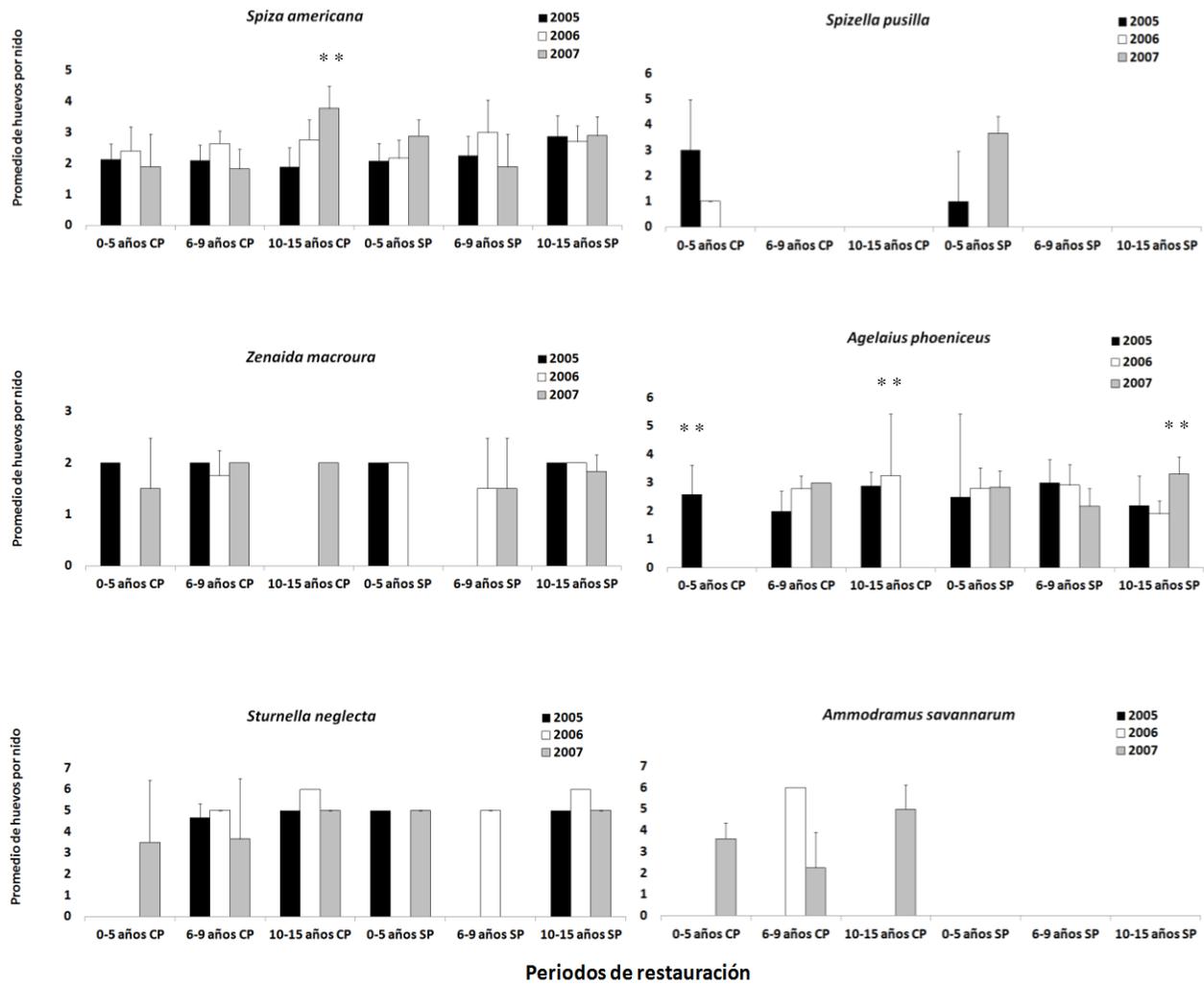


Figura 7. Comparación en el número promedio anual de huevos por nido, de especies hospederas (tamaño promedio de nidada), observadas durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007, en pastizales en restauración, en los márgenes del Río Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA. Los asteriscos representan diferencias significativas entre temporadas reproductivas por clase, * $P < 0.05$; ** $P < 0.005$.

3.4.2. Parasitismo reproductivo

De las especies totales registradas con nidos en los pastizales estudiados, únicamente cinco (*Spiza americana*, *Agelaius phoeniceus*, *Geothlypis trichas*, *Sturnella neglecta* y *Spizella pusilla*) presentaron parasitismo por parte del tordo cabeza café (*Molothrus ater*), donde el porcentaje fue muy variable entre clases de edad y entre temporadas reproductivas, pero generalmente alto (Tabla 7), particularmente, durante las temporadas 2005 y 2007 para *Spiza americana*. Por otro lado, los nidos de las especies en las que no encontramos parasitismo reproductivo fueron de *Anas platyrhynchos*, *Phasianus derbianus*, *Meleagris gallopavo*,

Charadrius vociferus, *Actitis macularia*, *Zenaida macroura*, *Tyrannus tyrannus*, *Turdus migratorius*, *Toxostoma rufum*, *Pipilo maculatus*, *Ammodramus savannarum* y *Dolichonyx oryzivorus*, todas, excepto las dos últimas, son especies relacionadas con áreas cerradas o de borde, ó con huevos de mayor tamaño que los que ponen la mayor parte de las especies de pastizal. Entre clases de edad en restauración, sólo en *Spiza americana*, *Spizella pusilla* y *Agelaius phoeniceus*, encontramos diferencias significativas en el número promedio anual de huevos de tordo cabeza café por nido.

Tabla 7. Porcentaje anual (%) de nidos parasitados en especies hospederas*, observados, en pastizales mixtos bajo diferentes periodos o clases de edad en restauración, en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas reproductivas de 2005 al 2007.

Especies	Periodos de restauración (Clases de edad)					
	Con pastoreo			Sin pastoreo		
	0-5 años	6-9 años	10-15 años	0-5 años	6-9 años	10-15 años
<i>Spiza americana</i>						
2005	75	85.7	72.2	83.3	75	100
2006	20	69.4	58.8	79.2	50	58.3
2007	100	91	100	100	66.6	100
<i>Agelaius phoeniceus</i>						
2005	16.7	76.5	52.6	100	75	80
2006	0	45.8	66.6	100	41.6	50
2007	0	100	0	94.7	78.3	100
<i>Spizella pusilla</i>						
2005	71.4	0	0	100	0	0
2006	0	0	0	0	0	0
2007	0	0	0	100	0	0
<i>Sturnella neglecta</i>						
2005	0	33.3	0	0	0	0
2006	0	0	0	0	0	0
2007	0	33.3	0	0	0	0

* No incluidas *Zenaida macroura* y *Ammodramus savannarum* por no presentar parasitismo.

En el caso de *Spiza americana*, sólo en la temporada 2007 encontré diferencias entre clases de edad de restauración, con un promedio de 3.77 (± 0.31) huevos parásitos en la clase de 10-15 años, con pastoreo ($F=_{3,23}$, $gl=5$, KW ; $P=0.0114$); para *Spizella pusilla*, también durante el 2007, encontré un promedio de 3.66 (± 0.6) huevos parásitos en el sitio de 10-15 años ($F=_{3,24}$, $gl=5$, KW ; $P<0.00005$), con pastoreo, mientras que en *Agelaius phoeniceus*, el número promedio de huevos de tordo cabeza café (3.20 ± 1.6), fue más alto en el sitio de 0-5 años sin pastoreo,

que en el resto de las clases de edad ($F=3.46$, $gl=5$, KW ; $P=0.0179$). El número promedio de huevos de tordo cabeza café en nidos de *Spiza americana*, se incrementó del 2005 al 2007 en los sitios de 0-5 y 10-15 años, con pastoreo ($F=4.50$, $gl=5$, KW ; $P<0.022$, y $F=33.9$, $gl=5$, KW ; $P<0.00005$), y en el sitio de 0-5, sin pastoreo ($F=20.8$, $gl=5$, KW ; $P<0.00005$), sin embargo, en *Spizella pusilla*, el promedio más alto de huevos de tordo, lo registré durante el 2005 ($F=14.5$, $gl=5$, KW ; $P=0.0002$), en el sitio de 0-5 años, con pastoreo, mientras que en *A. phoeniceus*, el incremento en el número de huevos lo observé en los sitios de 6-9 y 10-15 años, sin pastoreo ($F=4.76$, $gl=5$, KW ; $P<0.0153$, y $F=13.2$, $gl=5$, KW ; $P=0.00002$, respectivamente) (Figura 7 y Tabla 7).

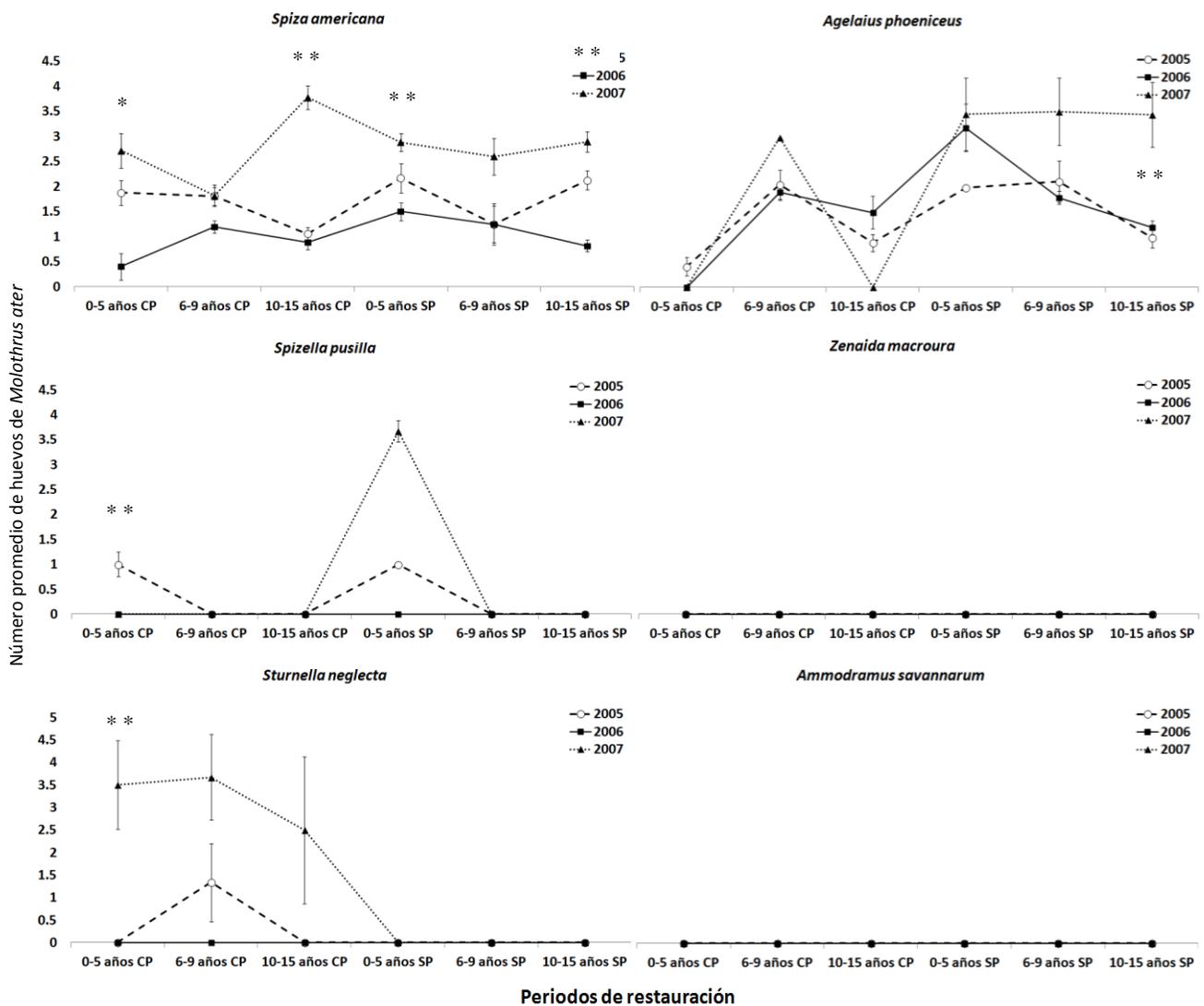


Figura 8 Número promedio de huevos de tordo cabeza café (*Molothrus ater*), en nidos de especies hospederas en pastizales en restauración, en los márgenes del Rio Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA., durante las temporadas reproductivas del 2005 al 2007. Los asteriscos representan diferencias significativas entre temporadas reproductivas por clase, * $P<0.05$; ** $P<0.005$.

3.4.3. Depredación de nidos: huevos y polluelos.

De las especies nidificantes incluidas en los análisis, todas presentaron pérdidas debido a la depredación, ya sea durante las etapas de incubación y crianza o en ambas fases de anidación, sin embargo, solo algunas especies mostraron diferencias significativas de depredación anual entre clases, o bien, entre temporadas reproductivas por cada clase de edad individual (Figura 8). En el caso de *Spiza americana*, entre clases de edad, únicamente encontré diferencias significativas de depredación de huevos durante el 2005, siendo mayor este parámetro en la clase de edad de 0-5 años, bajo pastoreo, con un promedio de 1.5 huevos por nido (± 0.3) ($F=3.2$, $gl=5$, KW ; $P=0.001$), mientras que entre temporadas reproductivas, solo encontré diferencias de depredación en la clase de 10-15 años, con pastoreo, siendo mayor durante el 2007 ($F=4.2$, $gl=2$, KW ; $P=0.022$), con 1.8 huevos (± 2.3). La depredación de polluelos también tuvo una importante influencia en éxito de nidos de *S. americana*, particularmente entre temporadas, y solo encontré diferencias de depredación de polluelos en la clase de 10-15 años con pastoreo ($F=5.5$, $gl=5$, KW ; $P=0.0074$), con un promedio de 1.22 (± 0.3) polluelos por nido durante el 2007. Entre clases de edad no encontré diferencias significativas en este parámetro en ninguna de las temporadas reproductivas.

La depredación promedio anual de huevos y polluelos en nidos de *Agelaius phoeniceus*, fue alta tanto entre clases de edad como entre temporadas reproductivas, sin embargo, solamente encontré diferencias significativas entre la depredación de huevos observada en la clase de 6-9 años, con pastoreo ($F=8.8$, $gl=2$, KW ; $P=0.0074$), siendo mayor durante la temporada de 2006, con un promedio de 2.17 (± 1.3) huevos por nido, mientras que la depredación específicamente de polluelos, fue más alta durante la temporada 2007, en la clase de 10-15 años sin pastoreo ($F=9.04$, $gl=2$, KW ; $P=0.0008$), con 1.3 (± 1.4) pollos. Los eventos de depredación entre clases de edad, tanto de huevos como en polluelos, no presentaron diferencias estadísticas en ninguna temporada reproductiva (Figura 8).

En *Zenaida macroura*, a pesar de que la depredación afectó notablemente su nidación durante la incubación y crianza, únicamente durante la etapa de polluelos encontré diferencias de este parámetro entre temporadas reproductivas, siendo mayor durante el 2006 ($F=6.9$, $gl=2$, KW ; $P=0.037$), con 2.0 (± 1.4) pollos promedio, en la clase de 6-9 años. Para *Ammodramus*

savannarum, la depredación de huevos presentó diferencias importantes entre clases de edad, mas no entre temporadas reproductivas por clase de edad, y observé un mayor promedio en la clase de 0-5 años con pastoreo, durante el 2007, con 1.9 (± 2.0) huevos ($F=2.29$, $gl=5$, KW ; $P=0.041$). Mientras que en *Sturnella neglecta* y *Spizella pusilla*, no encontré diferencias significativas de depredación, entre clases de edad o entre temporadas reproductivas, tanto en depredación de nidos como de polluelos.

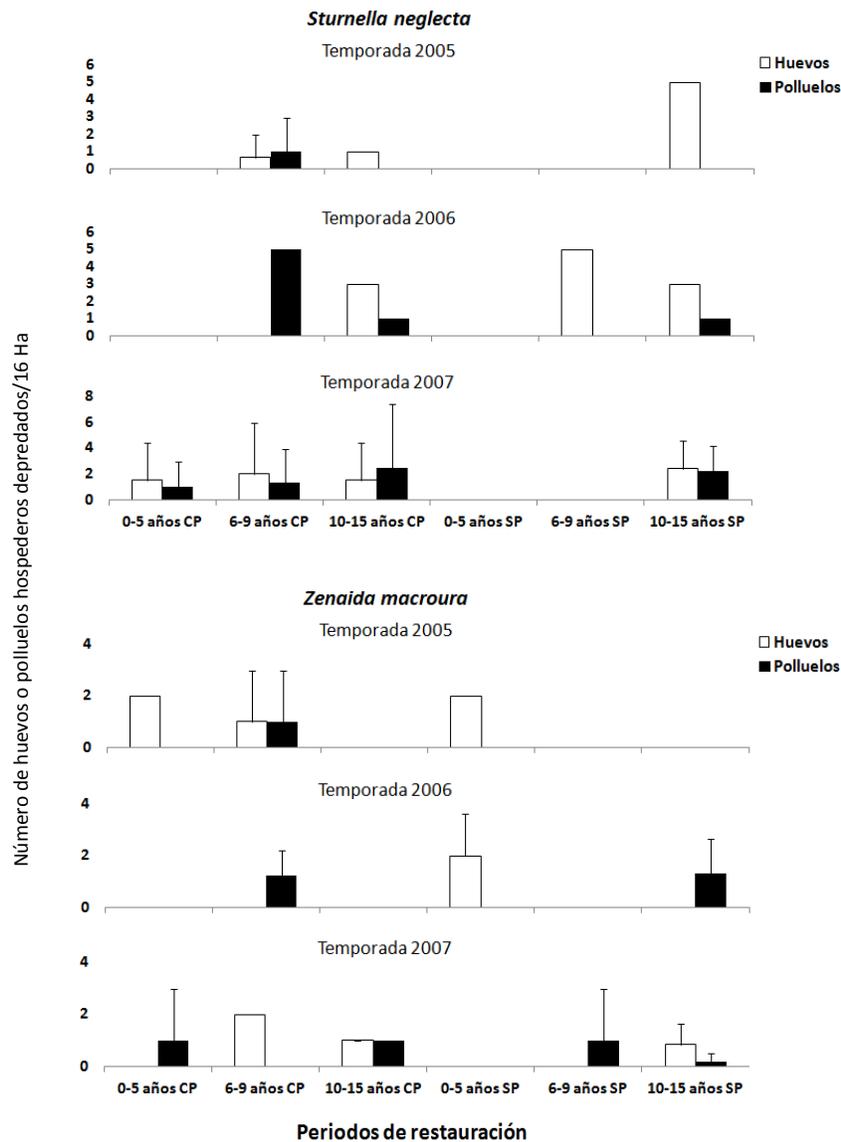


Figura 9. Número promedio de huevos y polluelos hospederos depredados, en pastizales mixtos con diferentes clases o periodos de restauración, en los márgenes del Rio Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas 2005 al 2007.

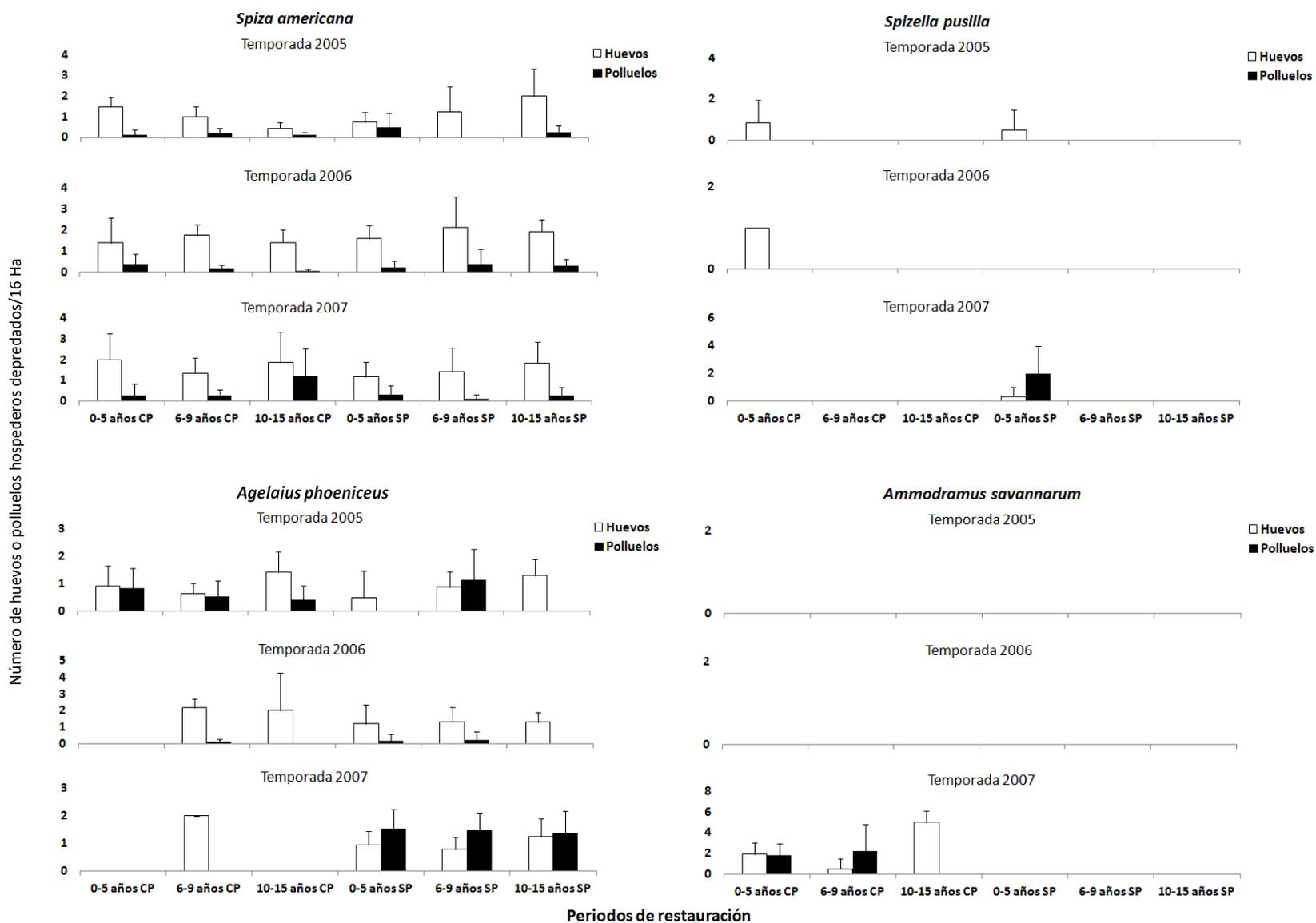


Figura 9 Continuación. Número promedio de huevos y polluelos hospederos depredados, en pastizales mixtos con diferentes clases o periodos de restauración, en los márgenes del Rio Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas 2005 al 2007.

3.4.4. Tasas de Productividad

La productividad tradicional, nidos en los cuales al menos un polluelo hospedero logró dejar el nido satisfactoriamente (Tabla 8), así como la tasa promedio de volantones (productividad), fue variable entre especies, y por lo general, muy bajo, sin embargo, a pesar de esto, todas las especies lograron obtener volantones, pero únicamente *Spiza americana* y *Ammodramus savannarum* tuvieron diferencias significativas anuales entre clases de edad, o entre temporadas reproductivas por clase de edad individual en restauración ($P < 0.05$).

Tabla 8. Productividad tradicional (%) de nidos en pastizales mixtos bajo diferentes periodos de restauración, en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas reproductivas de 2005 al 2007.

Especies	Periodos de restauración (Clases de edad)					
	Con pastoreo			Sin pastoreo		
	0-5 años	6-9 años	10-15 años	0-5 años	6-9 años	10-15 años
<i>Spiza americana</i>						
2005	18.8	38.1	27.8	0	0	62.5
2006	40	38.9	41.2	16.7	25	22.2
2007	57.1	45.5	22.2	35.3	44.4	22.2
<i>Agelaius phoeniceus</i>						
2005	41.7	11.8	31.6	100	12.5	20
2006	0	25	33.3	60	41.7	40
2007	0	0	0	21.1	43.5	53.8
<i>Spizella pusilla</i>						
2005	42.9	0	0	0	0	0
2006	0	0	0	0	0	0
2007	0	0	0	100	0	0
<i>Sturnella neglecta</i>						
2005	0	100	100	0	0	0
2006	0	0	100	0	0	100
2007	50	0	50	0	0	0
<i>Ammodramus savannarum</i>						
2005	0	0	0	0	0	0
2006	0	0	0	0	0	0
2007	38.5	0	0	0	0	0
<i>Zenaida macroura</i>						
2005	0	0	0	0	0	0
2006	0	25	0	33.3	0	33.3
2007	0	100	0	0	0	50

En el caso de *Spiza americana*, la mayor productividad promedio la observé en el sitio de 0-5 años, con pastoreo ($F=3.1$, $gl=5$, KW ; $P=0.014$), con 1.68 volantones por nido, durante el 2007, mientras que en el resto de clases de edad, no encontré diferencias significativas entre temporadas (Figura 9). En *Ammodramus savannarum*, solo encontré diferencias estadísticas entre temporadas en la clase de 0-5 años, con pastoreo ($F=3.8$, $gl=2$, KW ; $P=0.03$), con un promedio de 3.6 volantones por nido ($F=6.5$, $gl=2$, KW ; $P=0.013$). Con excepción de la productividad tradicional promedio observada en *Agelaius phoeniceus*, el resto de las especies analizadas para este parámetro, fue muy baja, y en algunos casos, la productividad fue nula.

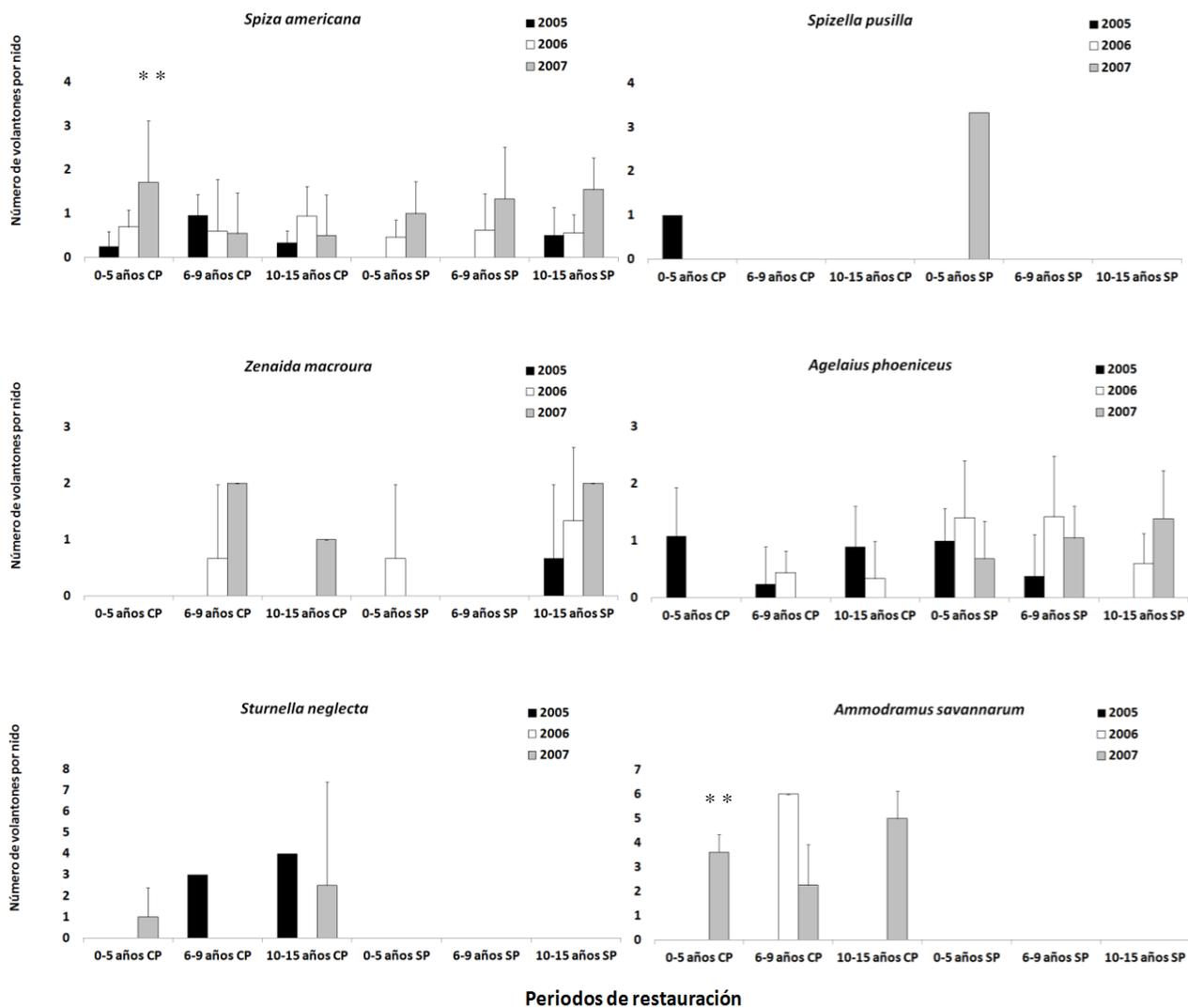


Figura 10. Comparación entre el número promedio anual de volantones hospederos por nido, que dejaron el nido satisfactoriamente, en pastizales mixtos con diferentes clases o periodos de restauración, en los márgenes del Rio Platte, en el centro-sur de Nebraska, EUA, durante las temporadas 2005 al 2007. Los asteriscos sobre las observaciones representan mayor promedio y con diferencias significativas entre anualidades, por clase de edad en restauración. * $P<0.05$; ** $P<0.005$.

3.6. Discusión

El número total de especies nidificantes observadas en los sitios de estudio, fue alto, y coincide con la mayoría de las especies reportadas por Sporrog y Davis (2007), en pastizales en restauración en la región de centro-sur de Nebraska. El número total de nidos encontrados considerando todas de especies nidificantes en el presente estudio, fue alto, particularmente de *Spiza americana* y *Agelaius phoeniceus*, el número de nidos de la mayor parte del resto de las especies fue muy variable y bajo, en todos los pastizales con diferentes clases de edad.

Las tasas de productividad promedio observada en los pastizales mixtos, bajo distintos periodos de restauración, fue muy baja en todas las especies nidificantes detectadas, y solo *Spiza americana* y *Ammodramus savannarum* mostraron diferencias significativas entre temporadas reproductivas, con mayor producción anual promedio en el número de volantes hospederos que dejaron el nido satisfactoriamente en la clase de edad joven con pastoreo, durante la temporada 2007, por lo que de acuerdo a lo observado, considero que la condición de la vegetación influyó diferencialmente en las aves, debido a los requerimientos específicos de las especies individuales; situación que también se evidenció en la diferencia en el número de nidos encontrados por especie, como en *Zenaida macroura*, cuyo alto número de nidos en el sitio de edad madura sin pastoreo, fue debido a la cantidad disponible de material vegetal acumulado en el suelo y al alto porcentaje de hierbas, propio de un sitio en desuso durante largos periodos. La cobertura vegetal en el suelo debido a la falta de pastoreo, podría haber dificultado la búsqueda de nidos de paloma por parte de los depredadores, además de que esta especie no es una de las especies comúnmente parasitada por *Molothrus ater* (Peer et al. 2000; Powell 2008), favoreciendo así, el establecimiento de los nidos, y por lo tanto la productividad de los mismos. Por otro lado, *Sturnella neglecta*, es una especie que de acuerdo a Powell (2008), usualmente puede anidar en sitios con mucha cobertura de pastos y hierbas, tolerando la presencia de ganado; los resultados de nidación observados para esta especie en el presente trabajo, presentaron un patrón similar como el reportado por Powell (2008), con mas nidos en las clases de edad de 6-9 y 10-15 años y con pastoreo. En contraste, ninguno de los periodos de restauración en particular favoreció al arrocero americano (*Spiza americana*), que tiene uno de los rangos más amplios en la selección de sitios para anidar en pastizales (Hughes et al. 1999).

De acuerdo a Jensen y Cully Jr. (2005), el arrocero americano es una de las especies nidificantes más abundantes entre la comunidad de aves de pastizales altos y mixtos en las Grandes Planicies, eso explica, el porqué el alto número de nidos de esta especie en todos los sitios restaurados, ya que los sitios que *Spiza americana* típicamente selecciona para anidar, son muy diversos, pudiendo anidar tanto en áreas jóvenes como en maduras, sin embargo, de acuerdo a Zimmerman (1982), comúnmente prefiere sitios con una estructura más compleja que la que presentaría un sitio de reciente apertura.

En el caso de *Agelaius phoeniceus*, Powell (2008) considera que el número de nidos de esta especie podía estar más relacionado con áreas cercanas a estanques de agua permanente poco profunda, y áreas con alta cobertura de pastos, que con el periodo de edad de las restauraciones, como es el caso de los sitios de 6-9 años con y sin pastoreo en este trabajo, cuyas áreas contaban con reservorios de agua permanente. Para *Ammodramus savannarum*, los sitios bajo pastoreo parecen haber sido más atractivos para anidar, particularmente el sitio de reciente apertura, donde la altura promedio de la vegetación es de menor talla que el resto de las clases de edad. De acuerdo a esto, Sutter y Ritchison (2005) y Powell (2008) señalan que esta especie prefiere anidar en sitios con baja e intermedia cantidad de hojarasca en el suelo, lo cual lleva de 1 a 2 años en acumularse después de las quemas, tal como se observó en el presente estudio. Para Fletcher y Koford (2002), *A. savannarum*, es una especie que utiliza hábitats relativamente abiertos para reproducirse, y a la que han correlacionado negativamente con la cobertura total de la vegetación. Powell (2008) por su parte, considera que el pastoreo frecuentemente produce parches de suelo desnudo que *A. savannarum* requiere para alimentarse, y que además aparentemente es muy tolerante a la presencia de ganado. Aunque la respuesta de esta especie fue evidentemente mayor en las áreas restauradas con la presencia de ganado, estadísticamente fue similar a las áreas sin pastoreo cuando se les comparó individualmente con las áreas con pastoreo. El pastoreo según Patten et al. (2006), incrementa las tasas de parasitismo debido a que facilita la búsqueda de nidos a los tordos. Por su parte Goguen y Mathews (1999,2000), reportaron una correlación positiva entre pastoreo y parasitismo, y asociaron los hábitats de alimentación del tordo con la presencia de ganado. Desde hace décadas, varios investigadores han estado observando que la probabilidad

de parasitismo aparentemente disminuye a medida que se incrementa la distancia de los bordes arbolados (Johnson y Temple 1990; Shaffer et al. 2003, citado por Patten et al. (2006). Los tordos de cabeza café podrían ser atraídos a áreas quemadas debido a que esas áreas tienen una gran cantidad de alimento o podrían facilitar el forrajeo (Patten et al. 2006). De acuerdo a Rothstein et al. (1984) y a Thompson (1994), el tordo cabeza café frecuentemente se traslada de sitios de alimentación a sitios de reproducción, usualmente a <3 km.

Según Ricklefs (1969), la depredación es comúnmente la principal causa de pérdida de huevos y polluelos en los pastizales de las Grandes Planicies, y es reconocida como un tema principal en el manejo de poblaciones de aves canoras (Martin 1988; Martin y Geupel 1993), que puede ser un mecanismo dominante por el cual la fragmentación afecta las poblaciones de aves, debido a que influye fuertemente en la sobrevivencia de nidos y en la preferencia de los sitios de anidación (Heske et al. 2001, citado por Renfrew y Ribic 2003). Los resultados del presente estudio mostraron una fuerte influencia por el ataque de nidos, y la tasa de depredación fue variable pero alta, no obstante, estadísticamente similar entre clases de edad en restauración para casi todas las especies (excepto en *Sturnella neglecta*, que fue mayor en la clase intermedia con pastoreo), por lo que la estructura de la vegetación en los sitios con diferente edad de restauración como tal, parece no haber influido en el porcentaje promedio de depredación (como evento), al menos no encontré evidencias significativas en 5 de las 6 especies analizadas, ni tampoco en el número de huevos promedio depredados por nido, excepto en *Spizella pusilla*, por lo que las tasas de ataque a los nidos lo atribuyo principalmente a una serie de condiciones combinadas. Por un lado, a la presencia de áreas de borde con áreas de cultivo, alamedas y matorrales, con los márgenes del río Platte y diferentes arroyos temporales, con canales de riego y zonas inundables, con caminos vecinales, ranchos, caseríos y depósitos de granos activos y abandonados que albergaban la presencia de depredadores en los sitios, y por otro lado, probablemente las constantes actividades que rodeaban los sitios de estudio, con la presencia periódica de otros investigadores y la de mi propio equipo de trabajo, propiciando condiciones que llamaban la atención de ciertos animales y que probablemente incrementaron y facilitaron la depredación de los nidos. Las aves no seleccionan sitios para nidación al azar, de acuerdo a Martin y Geupel (1993) así como Powell (2008), cada especie

tiene requerimientos específicos para cada situación, y la nidación no es la excepción. Para *Spiza americana*, los componentes de nidación observados, mostraron ligeras diferencias significativas con lo observado al azar, y su identificación fue difícil debido al amplio espectro en la selección de sitios para sus nidos

3.6. Conclusiones

Los pastizales mixtos en la región centro-sur del estado de Nebraska son ecosistemas de mucha relevancia como hábitat para la fauna silvestre, particularmente albergan y mantienen una diversa comunidad de especies de aves (Davis, 2006), que en diferentes épocas del año arriban a esta región en busca de hábitat, ya sea de manera temporal o estacional, y su presencia se traslapa con las poblaciones de aves residentes permanentes de la región. De acuerdo a los listados de aves de la región obtenidos por Lingle (2005), alrededor del 50% de las especies acumuladas observadas en las áreas de estudio, son especies migratorias neotropicales que comúnmente llegan a anidar a los pastizales de los márgenes del Río Platte. En el presente estudio, el 41% de las aves registradas anidaron en estos pastizales al margen de este Río. El manejo de hábitat mediante el uso de quemas prescritas para la restauración de los ecosistemas de pastizales degradados a favor de las aves, tiene la capacidad de modificar los niveles de productividad de especies que dependen y hacen uso de las praderas, sin embargo, los manejadores de recursos naturales deberán establecer prioridades de conservación o manejo, debido a que cada especie de ave tiene requerimientos específicos poco favorables para otras especies, en condiciones de restauración durante largos periodos de tiempo o en condiciones de reciente modificación además del pastoreo. De acuerdo con Fuhlendorf y Engle (2001, 2004) y Fuhlendorf et al. (2006), la quema de fragmentos de pastizal, combinados de forma alternada, y dispuestos en mosaicos con diferentes periodos de tiempo, que intenta imitar los regímenes naturales e históricos de fuego, es probablemente una mejor alternativa para mantener un ecosistema de praderas saludable. De forma general, la clases de edad en restauración que mejores resultados mostró en términos de productividad, fue la clase de edad intermedia bajo pastoreo, lo cual coincide con Madden et al. (1999) y Bakker et al. (2005), quienes observaron mejores resultados de diversidad, densidad, productividad de aves y menores tasas de parasitismo y depredación en sus estudios.

3.7. Literatura citada

- Bakker, K. K., S. L. Eggebo, K. F. Higgins, and D. E. Nangle. 2005.** Grasslands bird use of CRP fields that differ by age-class and cover type. *Proceedings of the 19th North American Prairie Conference*. Part II: Prairie Wildlife and Animal Studies. Pp. 70-75.
- Davis, C. A. 2001.** Abundance and habitat associations of birds wintering in the Platte River Valley, Nebraska. *Great Plains Research* 11:233-48.
- Davis, C. A., J. E. Austin, and D. A. Buhl. 2006.** Factors influencing soil invertebrate communities in riparian grasslands of the central Platte River floodplains. *Wetlands* 26 (2):438-454.
- Drobney, R. D., J. H. Shulz, S. L. Sheriff, and W. J. Fuemmeler. 1998.** Mourning dove nesting habitat and nest success in central Missouri. *The Journal of Field Ornithology* 69(2):299-305.
- Daubenmire, Rexford. 1959.** A Canopy-coverage method of vegetational analysis. *Northwest Science* 33:43-64.
- Fletcher Jr., R. J., and R. R. Koford. 2002.** Habitat and landscape associations of breeding birds in native and restored grasslands. *Journal of Wildlife Management* 66:1011-1022.
- Fuhlendorf, S. D., and D. M. Engle. 2001.** Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *BioScience*. 51(8):625-632.
- Fuhlendorf, S. D., and D. M. Engle. 2004.** Application of the fire-grazing interaction to restore a shifting mosaic on tallgrass prairie. *Journal of Applied Ecology* 41:604-614.
- Fuhlendorf, S. D., W. C. Harrell, D. M. Engle, R. G. Hamilton, C. A. Davis, and D. M. Leslie Jr. 2006.** Should heterogeneity be the basis for conservation? Grasslands bird response to fire and grazing. *Ecological Applications* 16(5):1706-1716.
- Goguen, C. B., and N.E. Mathews. 1999.** Review of the causes and implications of the association between cowbirds and livestock. *Studies in Avian Biology* 18:10-17.
- Goguen, C. B., and N.E. Mathews. 2000.** Local gradients of cowbird abundance and parasitism relative to livestock grazing in a western landscape. *Conservation Biology* 14:1862-1869.

- Hughes, J. P., R. J. Robel, K. E. Kemp, and J. L. Zimmerman. 1999.** Effects of habitat on Dickcissel abundance and nest success in Conservation Reserve Program fields in Kansas. *Journal of Wildlife Management* 63:523–529.
- Ibarra, T. J., E. Schuttler, S. McGehee, and R. Rozzi. 2010.** Tamaño de puesta, sitios de nidificación y éxito reproductivo del caiquén (*Chloephaga picta* Gmelin, 1789) en la Reserva de Biosfera Cabo de Hornos, Chile. *Anales Instituto Patagonia* 38(1):73-82.
- International Bird Census Committee. 1970.** An international standard for a mapping method in bird census work recommended by the International Bird Census Committee. *Audubon Field Notes* 24:722–726.
- Jensen, W. E., and J. F. Cully, Jr. 2005.** Geographic variation in cowbird parasitism and dickcissel nesting success in Great Plains tallgrass prairie. *The Auk* 122: 648-660.
- Johnson, R. G., and S. A. Temple. 1990.** Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *Journal of Wildlife Management* 54:106-111.
- Lingle, G. R. 2005.** Fifteen years of breeding birds census at four meadow sites within the Central Platte River Valley of Nebraska. Pp 16. Martin, T. E. 1988. Processes organizing open-nesting bird assemblages: competition or nest predation? *Evolutionary Ecology* (2):37-50.
- Madden, E. M., A. J. Hansen, and R. K. Murphy. 1999.** Influence of Prescribed Fire History on Habitat and Abundance of Passerine Birds in Northern Mixed-Grass Prairie. *Canadian Field-Naturalist* 113:627-640.
- Martin, T. E., and G. R. Geupel. 1993.** Nest-monitoring plots: Methods for locating nests and monitoring success. *The Journal of Field Ornithology* 64:507–519.
- Morgan, M. R., C. Norment, and M. C. Runge. 2010.** Evaluation of a reproductive index for estimating productivity of grassland breeding birds. *The Auk* 127(1):86–93.
- North American Bird Conservation Initiative, U.S. Committee, 2010.** The State of the Birds 2010 Report on Climate Change, United States of America. U.S. Department of the Interior: Washington, D.C.

- Patten, M. A., E. Shochat, D. L. Reinking, D. H. Wolfe, y S. K. Sherrod. 2006.** Habitat edge, land management, y and rates of brood parasitism in tallgrass prairie. *Ecological Applications* 16(2):687-695.
- Peer, B. D., S. K. Robinson, and J. R. Herkert. 2000.** Egg rejection by cowbird hosts in grasslands. *The Auk* 117(4): 892-901.
- Powell, A. F. L. A. 2008.** Responses of breeding birds in tallgrass prairie to fire and cattle grazing. *The Journal of Field Ornithology* 79(1):41-52.
- Renfrew, B. R., y C. A. Ribic. 2003.** Grassland passerine nest predators near pasture edges identified on videotape. *The Auk* 120(2): 371-383.
- Ricklefs, R. E. 1969.** An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* (9): 1-48.
- Rothsteins, I. J. Verner, and E. Stevens. 1984.** Radio-tracking confirms a unique diurnal pattern of spatial occurrence in the parasitic Brown-headed cowbird. *Ecology* 65:77-88.
- Skagen, S. K., and A. A. Yackel-Adams. 2010.** Are there optimal densities for prairie birds. *The Condor* 112(1):8-14.
- Sporrong, J., and C. Davis. 2007.** Grassland Birds in Restored Grassland of the Rainwater Basin Region in Nebraska. *Great Plains Research: A Journal of Natural and Social Science* 17 (Fall 2007):203-13.
- Sutter, B., and G. Ritchison. 2005.** Effects of grazing on vegetation structure, prey availability, and reproductive success of Grasshopper Sparrows. *The Journal of Field Ornithology* 76(4):345-351.
- Thompson, F. R. III. 1994.** Temporal and spatial patterns of breeding brown-headed cowbirds in The Midwestern United States. *The Auk* 111:979-990.
- Woodin, M. C., M. K. Skoruppa, B. D. Pearce, A. J. Ruddy, and G. C. Hickman. 2010.** Grassland birds wintering at U.S. Navy facilities in southern Texas: U.S. Geological Survey Open-File Report 2010–1115, 48 p.

Zimmerman, J. L. 1982. Nesting success of Dickcissels (*Spiza americana*) in preferred and less preferred habitats. *The Auk* 99:292-298.

4. Discusión general

La alta riqueza de especies de aves que observé en el sitio con el periodo más corto de restauración y con pastoreo, considero que es resultado de una combinación de situaciones oportunísticas para las aves, así como de las respuestas de especies atraídas a las áreas abiertas recién modificadas. Por un lado, el registro de especies que de manera casual utilizaron esta área y que prefieren zonas abiertas con presencia de algunos árboles dispersos de bajo porte, cercanas a fuentes de agua, como los arroyos y tributarios del Rio Platte que rodean esta área de estudio, lo mismo que algunas otras especies poco abundantes, que aunque no establecieron territorios en el pastizal abierto ni mostraron conducta reproductiva, utilizaron este sitio para alimentarse o para descansar mientras se desplazaban a otros lugares. Robel et al. (1998) señala, que para las aves, el valor de los campos en restauración en el medio oeste de los Estados Unidos, disminuye con la edad a medida que los pastizales se vuelven densos, y que la hojarasca y material vegetal se acumula en el suelo, dificultando la alimentación de especies granívoras. Las áreas de pastizal de edad intermedia y larga, y sin pastoreo, muchas veces dificultan la alimentación principalmente de especies granívoras (Bakker et al. 2005), aun así, MacArthur y MacArthur (1961), Cody (1981) y Millenbah et al. (1996) coinciden que la vegetación madura proporciona hábitat para muchas especies que prefieren áreas con mayor densidad y complejidad de estructura vegetal; Saab y Petit (1992) por su parte, observaron que los pastizales del CRP con 10-13 años de abandono, típicamente degeneraban en su estructura de vegetación a medida que “maduraban”, pero que a pesar de esto, los sitios maduros se convertían en hábitat convenientes para numerosas especies de aves migratorias y residentes (principalmente durante el invierno) debido a la retención de arbustos en los pastizales. Las especies individuales respondieron de manera diferente al manejo de restauración que se aplicó en los pastizales con fuego y pastoreo. Al respecto, Reinking et al. (2000), Fritcher (2004) y Powell (2008), han señalado que cada especie tiene su propio patrón de respuesta a estos factores. La baja productividad de las aves de pastizal es un fenómeno grave, generalizado y en continua expansión en gran parte de Norteamérica (Vickery et al. 1999), particularmente con mayor evidencia en la región de las Grandes Planicies (Askins et al. 2007; Powell, 2008), por un lado, debido a las constantes alteraciones en los pastizales, que provocan la degradación de la

condición de la vegetación para la reproducción de las aves, y por otro, debido a la intensidad de las interacciones como el parasitismo reproductivo y depredación de nidos que afectan la viabilidad de las poblaciones de diversas especies de aves comunes de estos ecosistemas.

A pesar de la falta de evidencias obtenidas en el presente estudio para determinar las causas de las altas tasas de parasitismo y su similitud entre periodos de restauraciones, la presencia de ganado, considero que la variación biogeográfica en la distribución y densidad de *Molothrus ater* puede ser un factor adicional que puede explicar parcialmente mis observaciones. Algunos investigadores como Koford et al. (2000), así como Jensen y Curry Jr. (2005), han señalado que en la región central de las Grandes Planicies se presentan las mayores densidades del tordo cabeza café, debido a la gran matriz de ecosistemas de pastizal y bosques altamente perturbados en esta región, combinado con áreas dedicadas a la ganadería, lo que significa que para acciones de restauración de pastizales, es recomendable tomar en cuenta estas consideraciones. El parasitismo reproductivo en los pastizales es una interacción que a menudo es relacionada con el pastoreo (Fondell y Ball, 2004), y en el centro-sur de Nebraska es muy común observar a los tordos muy cerca o en las mismas zonas donde el ganado se alimenta (Peer et al. 2000), tal como lo observé con relativa frecuencia durante la mayor parte del estudio, ya sean solos, en parejas o formando grupos de 3 hasta 15 individuos en los sitios de estudio moviéndose en la misma dirección, tanto en las áreas abiertas en el suelo, como en las áreas de borde, sobre los cercados, utilizando perchas altas de árboles y arbustos. Respecto a esto, algunos estudios indican que cerca de la mitad de las especies de aves de pastizal en las Grandes Planicies, presentan rangos de parasitismo entre 10 y 30% (Koford et al. 2000), los resultados que aquí se presentan, superan los resultados anteriores en al menos 3 de las 17 especies nidificantes observadas en mis áreas de estudio.

Durante las revisiones periódicas de los nidos, observé una comunidad multiespecies de depredadores, dentro y muy cerca de los sitios de estudio, entre los que destacaron serpientes, ardillas, ratas, ratones, visones, comadreja, gatos y perros domésticos, coyotes, zorras, zorrillos, mapaches, zarigüeyas, verdugos y algunas especies de rapaces y córvidos. Al igual que muchos investigadores, considero que la localización de bordes contiguos a los pastizales evaluados, podría haber facilitado la depredación de nidos debido a que los depredadores se

pueden desplazar a lo largo de la vegetación continua, alternando la búsqueda de alimento y tratando de encontrar de manera oportunística los nidos, con huevos o crías, incluso aves adultas, tanto en los pastizales como en la vegetación vecina. Las modificaciones recientes y el desuso de los pastizales proporcionaron condiciones de hábitat que favorecieron o afectaron diferencialmente el proceso de anidación de las diversas especies dependiendo de las exigencias de cada una. Aunque se afirma que las respuestas a corto plazo de la modificación de los pastizales con el uso de fuego, atrae a más depredadores debido a la cantidad de insectos y otras presas de artrópodos, los pastizales con mayores o más amplios periodos de descanso, es decir maduros, presentan condiciones de etapas serales maduras de hábitat, por acumular hojarasca y materia orgánica en el suelo a través del tiempo, que aunque dificulta el acceso a los depredadores, la cantidad de biomasa de presas para las aves nidificantes es menor, y por lo tanto, la calidad del hábitat es menor y la productividad de los nidos puede ser también menor. Por otro lado, Shochat et al. (2005) afirma que el manejo de pastizales con el uso de fuego prescrito de verano, seguido de pastoreo intensivo, incrementa la abundancia de artrópodos y depredadores en las áreas recién restauradas, por su parte Askins (2000), sugiere que la succulencia y nutrición de los rebrotes de vegetación posterior al fuego, proveen un incremento en las oportunidades de forrajeo para los herbívoros (tales como los insectos), y por consecuencia, tales áreas también ofrecen mejor forrajeo para los depredadores de insectos, lo cual sugiere, que los potenciales depredadores de nidos, incluyendo aves, podrían también beneficiarse a partir del incremento de la biomasa de presas en áreas recientemente quemadas (Reinking et al. 2005). Por su parte Rohrbaugh (1999), observó que en pastizales altos de Oklahoma donde se aplicó fuego prescrito, la pradera tuvo mayor abundancia de alimento preferido por aves reproductivas, sin embargo el éxito reproductivo de las aves fue menor que en sitios sin quemas ni pastoreo. De acuerdo a Shochat et al. (2005b), el fuego prescrito incrementa a corto plazo la abundancia de artrópodos, al mismo tiempo, la quema de la vegetación podría facilitar el acceso a los depredadores a los nidos. Otra de las razones además de la preferencia de algunas especies de aves por las áreas recién modificadas por lo cual considero que el número de especies observada en el área de reciente apertura fue mayor, es que el sitio se encontró localizado dentro de una matriz de sitios con bosques de álamos y

maples de gran tamaño y matorral propio de márgenes de río, lo cual debido a la cercanía con áreas de borde, se registraron especies facultativas principalmente, que hacían uso de las áreas abiertas durante su traslado a otras áreas como el caso de *Ardea herodias*, o en busca de alimento temporalmente como *Colaptes auratus*, *Melanerpes erythrocephalus*, *Tyrannus verticalis*, *Falco sparverius*, *Dendroica petechia*, *Lanius ludovicianus* y *Sturnus vulgaris*, entre otras. La restauración reciente de áreas y el pastoreo parece haber favorecido principalmente a las especies especialistas de pastizal como *Ammodramus savannarum*, por un lado debido a que el pastizal es el ecosistema primario para este grupo de especies, y segundo, la complejidad en la estructura de la vegetación observada en las áreas dificultó su preferencia por los sitios maduros o sin pastoreo.

4.1. Conclusiones generales

Debido a las constantes modificaciones en las condiciones de los pastizales naturales, el manejo de hábitat con el uso de fuego y pastoreo, constituye una alternativa que puede favorecer su restauración, porque reduce el material vegetal inerte acumulado en el suelo, y estimula el restablecimiento de pastos y hierbas, beneficiando a las poblaciones de aves reproductoras y a otros grupos de fauna silvestre que dependen estrechamente de los pastizales, mejorando o proporcionando condiciones de nidación. La aplicación de fuego y pastoreo bajo periodos con diferente amplitud de descanso, influyó principalmente en los parámetros de riqueza y densidad de especies, con mayores números en las clases de edad de restauración de menor edad, de densidad individual y como grupos funcionales: especialistas y generalistas. Influyó además, en el número de nidos, en las tasas de productividad y en los porcentajes de parasitismo y depredación de nidos. La combinación de factores que implica la cercanía de los pastizales estudiados, con áreas arboladas y la reciente modificación de la vegetación con fuego y pastoreo, probablemente favoreció la presencia de especies que requieren de condiciones de baja cobertura de vegetación, y de otras que hacen uso de las áreas abiertas de manera casual, así como de algunas especies que son atraídas por las modificaciones recientes, y que incrementaron tanto la riqueza como los índices de diversidad de especies, en relación al resto de las áreas tratadas. La alternancia de pastizales manejados

mediante mosaicos de sitios de reciente apertura y sitios de mayor edad en restauración, puede favorecer a un mayor número de especies, proporcionando hábitat con componentes de vegetación abierta, bastante suelo desnudo, y áreas con vegetación medianamente madura, de 3 a 6 años de descanso, evitando los largos periodos de pausa en el manejo de las praderas, el establecimiento de arbustivas y la acumulación de hojarasca en el suelo, los cuales degradan la condición de los pastizales naturales y por lo tanto, la calidad del hábitat de las aves. Mientras algunas especies de pastizal son migratorias Neotropicales, la mayoría son migratorias de cortas distancias que invernán principalmente al sur de los Estados Unidos y en el norte de México. Así pues, las oportunidades de conservación existen tanto en las áreas de reproducción como en los sitios de invernación.

4.2. Literatura citada

- Askins, R. A., F. Chavez-Ramirez, B. C. Dale, C. A. Hass, J. R. Herkert, F. L. Knopf, and P.D. Vickery. 2007.** Conservation of grassland birds in North America: Understanding ecological processes in different regions. AOU Conservation Committee.
- Bakker, K. K. 2000.** Avian occurrence in woodlands and grasslands on public areas throughout eastern South Dakota. Ph.D. dissertation, South Dakota State University, Brookings.
- Bakker, K. K., D. E. Naugle and K. E Higgins. 2002.** Incorporating landscape attributes into models for migratory grassland bird conservation. *Conservation Biology* 16: 1638-1646.
- Bakker, K. K., S. L. Eggebo, K. F. Higgins, and D. E. Nangle. 2005.** Grasslands bird use of CRP fields that differ by age-class and cover type. *Proceedings of the 19th North American Prairie Conference*. Part II: Prairie Wildlife and Animal Studies. Pp. 70-75.
- Bibby, C. J., N.D. Burgess, D.A. Hill, and S.H. Mustoe. 2000.** Bird census techniques. 2nd ed. Academic Press, London and San Diego, Calif. 302 p.
- Churchwell, R. C., C. A. Davis, S. D. Fuhlendorf, and D. M. Engle. 2005.** Impacts of cattle grazing on grassland nesting birds. *Bulletin of the Oklahoma Ornithological Society* 38:25-30.
- Cody, M. L. 1981.** Habitat selection in birds: the role of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience* 31:107-113.
- Coppedge, B. R., S. D. Fuhlendorf, W. C. Harrell, and D. M. Engle. 2008.** Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. *Biological Conservation* 141: 1196-1203.
- Daubenmire, R. 1959.** A canopy-coverage method of vegetational analysis. *Northwest Science* 285:1752-1744.

- Davis, C. A.** 2001. Abundance and habitat associations of birds wintering in the Platte River Valley, Nebraska. *Great Plains Research* 11:233-48.
- Davis, C. A., J. E. Austin, and D. A. Buhl.** 2006. Factors influencing soil invertebrate communities in riparian grasslands of the central Platte River floodplains. *Wetlands* 26 (2):438-454.
- Delisle, J. M., and J. A. Savidge.** 1997. Avian use and vegetation characteristics of Conservation Reserve Program fields. *Journal of Wildlife Management* 61:318-325.
- Dobkin, D. S.** 1994. Conservation and management of Neotropical migrant landbirds in the northern Rockies and Great Plains. Univ. of Idaho Press. Moscow, ID.
- Fletcher Jr., R. J., Koford.** 2002. Habitat and landscape associations of breeding birds in restored and native grasslands. *Journal of Wildlife Management* 66:1011–1022.
- Fletcher Jr., R. J., Koford.** 2003. Changes in breeding bird populations with habitat restoration in northern Iowa. *American Midland Naturalist* 150:83-94.
- Fletcher Jr., R. J., Koford, R. R., Seamanc, D.A.,** 2006. Critical demographic parameters for declining songbirds breeding in restored grasslands. *Journal of Wildlife Management* 70:145–157.
- Fondell, T. F., and I. J. Ball.** 2004. Density and success of bird nests relative to grazing on western Montana grasslands. *Biological Conservation* 117:203-213.
- Fritcher, S. C., M. A. Rumble, and L. D. Flake.** 2004. Grassland bird densities in seral stages of mixed-grass prairie. *The Journal of Range Management* 57:351-357.
- Fuhlendorf, S. D., and D. M. Engle.** 2001. Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *BioScience* 51(8):625-632.
- Fuhlendorf, S. D., D. M. Engle, J. Kerby, and R. Hamilton.** 2009. Pyric herbivory: rewilding landscapes through the recoupling of fire and grazing. *Conservation Biology* 23:588–598.

- Fuhlendorf, S. D., W. C. Harrell, D. M. Engle, R. G. Hamilton, C. A. Davis, and D. M. Leslie Jr. 2006.** Should heterogeneity be the basis for conservation? Grasslands bird response to fire and grazing. *Ecological Applications* 16(5):1706-1716.
- Gauthier, D. A., A. Lafón, T. Toombs, J. Hoth, and E. Wiken. 2003.** Grasslands: Toward a North American Conservation Strategy. Canadian Plains Research Center, University of Regina, Regina, Saskatchewan, and Commission for Environmental Cooperation, Montreal, Quebec, Canada. 99 pp.
- Graber, J. W., and R. R. Graber. 1976.** Environmental evaluations using birds and their habitats. Illinois Nat. Hist. Surv. Biol. Notes 97.
- Grant, T. A., E. Madden, and G. B. Berkey. 2004.** Tree and shrub invasion in northern mixed-grass prairie: implications for breeding grassland birds. *Wildlife Society Bulletin* 32(3):807-818.
- Heard, L. P., A. W. Allen, L. B. Best, S. J. Brady, W. Burger, A. H. Esser, E. Hackett, D. H. Johnson, R. L. Pederson, R. E. Reynolds, C. Rewa, M. R. Ryan, R. T. Molleur, and P. Buck. 2000.** A comprehensive review of Farm Bill contributions to wildlife conservation, 1985–2000. *In* W. L. Hohman and D. J. Halloum, editors. U.S. Department of Agriculture, Natural Resource Conservation Service, Wildlife Management Institute, Technical Report. USDA/NRCS/SHMI-2000.
- Herkert, J. R. 1994.** The effects of habitat fragmentation on Midwestern grassland bird communities. *Ecological Applications* 4:461–471.
- Hovick, Torre J., J. R., Miller, S. J. Dinsmore, D. M. Engle, D. M. Debinski, and S. D. Fuhlendorf. 2011.** Effects of fire and grazing on Grasshopper Sparrow nest survival. *The Journal of Wildlife Management* 9999:1-9.
- Hovick, Torre J., J. R., Miller, R. R. Koford, D. M. Engle, and S. J. Dinsmore. 2011.** Postfledging survival of Grasshopper Sparrow in grasslands managed with fire and grazing. *The Cooper Ornithological Society* 113 (2):429-437.

- International Bird Census Committee. 1970.** An international standard for a mapping method in bird census work recommended by the International Bird Census Committee. Audubon Field Notes 24:722–726.
- Jensen, W. E., and J. F. Cully, Jr. 2005.** Geographic variation in cowbird parasitism and dickcissel nesting success in Great Plains tallgrass prairie. *The Auk* 122: 648-660.
- Johnson, D. H., and M. D. Schwartz. 1993.** The Conservation Reserve Program: Habitat for grassland birds. *Great Plains Research* 3:273-295.
- Lingle, G. R. 2005.** Fifteen years of breeding birds census at four meadow sites within the Central Platte River Valley of Nebraska. Pp 16.
- Kobal, S. N., N. F. Payne, and D. R. Ludwig. 1999.** Habitat/area relationships, abundance, and composition of bird communities in 3 grassland types. *Transactions of the Illinois State Academy of Science* 92:109–131.
- Koford, R. R., B. S. Bowen, J. T. Lokemoen, and A. D. Kruse. 2000.** Cowbird parasitism in grassland and cropland in the Northern Great Plains. Pages 229-235 *in Ecology and Management of Cowbirds and Their Hosts: Studies in the Conservation of North American Passerine Birds* (J. N. M. Smith; T. L. Cook; S. I. Rothstein; S. K. Robinson and S. G. Sealy, Eds.). University of Texas Press, Austin.
- MacArthur, R., and MacArthur. 1961.** On bird diversity. *Ecology*. 594-598.
- Madden, E. M., A. J. Hansen, and R. K. Murphy. 1999.** Influence of Prescribed Fire History on Habitat and Abundance of Passerine Birds in Northern Mixed-Grass Prairie. *Canadian Field-Naturalist* 113:627-640.
- Manzano, P., y R. List. 2006.** Los pastizales del norte de México: una perspectiva para su conservación. USDA. Forest Service Proceedings. RMRS-P-40.

- Martin, T. E., and G. R. Geupel. 1993.** Nest-monitoring plots: Methods for locating nests and monitoring success. *The Journal of Field Ornithology* 64:507–519.
- Maurer, B. A. 1986** Predicting habitat quality for grassland birds using density-habitat correlations. *Journal of Wildlife Management* 50: 556-566.
- Millenbah, K. F., S. R. Winterstein, H. Campa III, L. T. Furrow, and R. B. Minnis. 1996.** Effects of Conservation Reserve Program field age on avian relative abundance, diversity, and productivity. *Wilson Bulletin* 108(4):760-770.
- Murray, L. D., C. A. Ribic, and W. E. Thogmartin. 2008.** Relationship obligate grassland birds to landscape structure in Wisconsin. *Journal of Wildlife Management* 72 (2):463-467.
- Peer, B. D., S. K. Robinson, and J. R. Herkert. 2000.** Egg rejection by cowbird hosts in grasslands. *The Auk* 117(4): 892-901.
- Powell, A. F. L. A. 2008.** Responses of breeding birds in tallgrass prairie to fire and cattle grazing. *Journal of Field Ornithology* 79(1):41-52.
- Ramírez-Yáñez, L., F. Chávez-Ramírez, D. Kim, and F. Heredia-Pineda. 2011.** Grassland bird nesting on restored and remnant prairies in South Central Nebraska. *Ecological Restoration* 29(1&2):8-10.
- Reinking, D. L., D. H. Wolfe, and D. A. Wiedenfeld. 2000.** Effects of livestock grazing on bird abundance and vegetation structure in shortgrass prairie. *Bulletin Oklahoma Ornithology Society* 33 (4):29-36.
- Robel, R. J., J. N. Briggs, A. D. Dayton, and L. C. Hulbert. 1970.** Relationships between visual obstruction measurements and weight of grasslands vegetation. *The Journal of Range Management* 23:295-297.

- Robel, R. J., J. P. Hughes, S. D. Hull, K. E. Kemp, and D. S. Klute. 1998.** Spring burning: Resulting avian abundance and nesting in Kansas CRP. *The Journal of Range Management* 51:132-138.
- Rohrbaugh, R. W., D. L. Reinking, D.H. Wolfe, S.K. Sherrod, and M.A. Jenkins. 1999.** Effects of prescribed burning and grazing on nesting and reproductive success of three grassland passerine species in tallgrass prairie. *Studies in Avian Biology* 19:165–170.
- Rotenberry, J. T., and J. A. Wiens. 1980.** Habitat structure, patchiness, and avian communities in North America steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 61: 1228-1250.
- Saab, V. A., and D. R. Petit. 1992.** Impact of pasture development on winter bird communities in Belize, Central America. *The Condor*. 94:66-71.
- Samson, F., and F. Knopf. 1994.** Prairie conservation in North America. *Bioscience* 44:418-421.
- Sauer, J. R., J. E. Fallon, and R. Johnson. 2003.** Use of North American Breeding Bird Survey data to estimate population change for bird conservation regions. *Journal of Wildlife Management* 67:372–389.
- Shochat, E., M. A. Patten, D. W. Morris, D. L. Reinking, D. H. Wolfe, and S. K. Sherrod. 2005.** Ecological traps in isodars: effects of tallgrass prairie management on bird nest success. *Oikos* 111:159-169.
- Van Velzen, W.T. 1972.** Breeding-Bird Census Instructions. *American Birds* 26: 1007-1010.
- Van Dyke, F., S. E. Van Kley, C. E. Page, and J. G. Van Beek. 2004.** Restoration efforts for plants and birds communities in tallgrass prairies using prescribed burning and mowing.
- Vickery, P. D., and J. R. Herkert. 1999.** Ecology and conservation of Grasslands Birds of the Western Hemisphere. *Studies in Avian Biology* No. 19. Cooper Ornithological Society. 299 Pp.

- Vickery, P., and J. Herkert. 2001.** Recent advances in grassland bird research: Where do we go from here? *The Auk* 118(1): 11-15.
- Vickery, P. D., J. R. Herkert, F. L. Knopf, J. Ruth, and C. E. Keller. 1999.** *Grassland Birds: An Overview of Threats and Recommended Management Strategies.*
- Vos, S. M., and C. A. Ribic. 2011.** Grassland bird use of the oak barrens and dry prairie in Wisconsin. *Natural Areas Journal* 31 (1):26-33.
- Whitmore, R. C. 1979. 2011.** Temporal variation in the selected habitats of a guild of grassland sparrows. *Wilson Bulletin* 91:592-598.
- Wiens, J. A. 1989.** *The Ecology of Bird Communities. Processes and Variations. Volume 2.* Cambridge University Press. 316 pp.
- Wildlife Management Institute. 1994.** *The Conservation Reserve Program: A wildlife conservation legacy.* Washington, DC: Wildlife Management Institute.
- Winter, M., D. H. Johnson, J. A. Shaffer, T. M. Donovan, and W. D. Svedarsky. 2006.** Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 70:158–172.
- Woodin, M. C., M. K. Skoruppa, B. D. Pearce, A. J. Ruddy, and G. C. Hickman. 2010.** Grassland birds wintering at U.S. Navy facilities in southern Texas: U.S. Geological Survey Open-File Report 2010–1115, 48 p. *Restoration Ecology*. 12(4):575-585.
- Zuckenberg, B., and P. Vickery. 2006.** Effects of mowing and burning on scrubland and grasslands birds on Nantucket Island, Massachusetts. *The Wilson Journal of Ornithology* 118(3):353-363.

ANEXOS

Anexo 1 Parámetros promedios de nidos y parasitismo por especie, observados durante las temporadas reproductivas de 2005 al 2007, en pastizales mixtos en restauración, en el valle del Río Platte, centro-sur de Nebraska.

Especies/Parámetros	Periodos de restauración (Clases de edad)					
	Con pastoreo			Sin pastoreo		
	0-5 años	6-9 años	10-15 años	0-5 años	6-9 años	10-15 años
<i>Zenaida macroura</i>						
Temporada 2005						
Nidos parasitados	0	0	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)
Temporada 2006						
Nidos parasitados	0	0	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)
Temporada 2007						
Nidos parasitados	0	0	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)
<i>Spiza americana</i>						
Temporada 2005						
Nidos parasitados	11	19	13	10	3	4
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	1.88 (1.54)	1.81 (1.29)	1.32 (0.81)	2.2 (1.5)	1.26 (1.26)	0 (0.83)
Temporada 2006						
Nidos parasitados	1	26	10	20	4	16
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0.4 (0.90)	1.20 (1.10)	1.88 (1.2)	2.08 (1.2)	2.55 (0.9)	2.88 (0.1)
Temporada 2007						
Nidos parasitados	14	9	5	10	8	9
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	2.71 (1.38)	1.82 (1.08)	3.78 (1.09)	2.88 (1.11)	1.89 (1.61)	2.90 (1.37)
<i>Agelaius phoeniceus</i>						
Temporada 2005						
Nidos parasitados	2	12	10	1	6	4
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0.42 (0.99)	2.05 (1.85)	0.89 (1.15)	2.0 (0)	2.12 (1.81)	1.0 (0.71)

Temporada 2006						
Nidos parasitados	0	11	2	5	5	5
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0	0.88 (1.12)	1.0 (1.0)	3.2 (1.64)	0.75 (0.97)	0.6 (0.7)
Temporada 2007						
Nidos parasitados	0	1	0	8	10	2
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0	3.0 (0)	0	2.84 (1.3)	2.17 (1.52)	3.31 (1.11)

Sturnella neglecta

Temporada 2005

Nidos parasitados	0	1	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0	1.33 (2.31)	0	0	0	0

Temporada 2006

Nidos parasitados	0	0	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0	0	0	0	0	0

Temporada 2007

Nidos parasitados	0	1	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0	0.33 (0.66)	0	0	0	0

Ammodramus savannarum

Temporada 2005

Nidos parasitados	0	0	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0	0	0	0	0	0

Temporada 2006

Nidos parasitados	0	0	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0	0	0	0	0	0

Temporada 2007

Nidos parasitados	0	0	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	0	0	0	0	0	0

Spizella pusilla

Temporada 2005

Nidos parasitados	5	0	0	2	0	0
Huevos de <i>Molothrus ater</i> /nido (± DS)	1.0 (1.0)	0	0	1.0 (1.0)	0	0

Temporada 2006

Nidos parasitados	1	0	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus</i> <i>ater</i> /nido	(0.0)	0	0	0	0	0

Temporada 2007

Nidos parasitados	0	0	0	0	0	0
Huevos de <i>Molothrus</i> <i>ater</i> /nido	0	0	0	3.67 (0.58)	0	0