

## بررسی تنوع و الگوی تلفات جاده‌های حیات‌وحش در پارک ملی گلستان

محمودرضا همامی\*<sup>۱</sup>، جواد سلیماری<sup>۲</sup>، سعیده اسمعیلی<sup>۳</sup>

۱ دانشیار گروه محیط‌زیست، دانشکده مهندسی منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۲ پارک ملی گلستان، اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان گلستان

۳ کارشناس ارشد محیط‌زیست، دانشکده مهندسی منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۰۶/۱۸؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۵/۱۱/۰۴)

### چکیده

تصادفات جاده‌ای یکی از پیامدهای مخرب توسعه انسانی بر زیستگاه‌های حیات‌وحش می‌باشند. افزایش خطوط جاده‌ای و عبور آنها از درون زیستگاه‌های حیات‌وحش به یکی از عوامل تهدیدکننده جمعیت‌های گونه‌های حیات‌وحش تبدیل شده است. شاهراه آسیایی تهران- مشهد که از میان پارک ملی گلستان عبور می‌کند، از جمله مهمترین جاده‌هایی است که آثار مخرب آن بر حیات‌وحش و انسان در کشور از گذشته تا کنون مطرح بوده است. در این مطالعه، با استفاده از ثبت تصادفات حیات‌وحش در پارک ملی گلستان در یک دوره شش ساله، الگوی زمانی تصادفات جاده‌ای حیات‌وحش بررسی شد. از ابتدای سال ۱۳۸۴ تا پایان خرداد ۱۳۹۰، در مجموع تعداد ۵۸۸ تصادف ثبت شده است که در آن ۳۳ گونه جانوری متعلق به ۱۴ خانواده و ۱۰ راسته شناسایی شد. نتایج نشان داد که میانگین تعداد تصادفات در علف‌خواران بزرگ جثه، گوشت‌خواران متوسط جثه و پرندگان به طور بسیار معنی‌داری از سایر گروه‌های جانوری بیشتر است. بیشترین تعداد تلفات به ترتیب مربوط به گراز (*Sus scrofa*)، شغال (*Canis aureus*)، انواع جغد (*Strigidae*)، کلاغ (*Corvidae*)، روباه (*Vulpes vulpes*) و تشی (*Hystrix indica*) بود که بیش از ۸۱٪ تصادفات ثبت شده را شامل می‌شود. متوسط تعداد تصادفات بین ماه‌های مختلف سال تفاوت معنی‌داری نداشت. علاوه بر این، تغییرات فصلی در الگوی تصادفات جاده‌ای حیات‌وحش (شش گونه دارای بیشترین تعداد تلفات جاده‌ای) مشاهده نشد. تفاوت اندک در میانگین تلفات جاده‌ای بین گونه‌ها و فصول ممکن است به تغییرات فصلی در الگوهای رفتاری آنها ارتباط داشته باشد.

**کلید واژه‌ها:** شاهراه آسیایی تهران- مشهد، پارک ملی گلستان، تصادفات حیات‌وحش، گوشت‌خواران، علف‌خواران، پرندگان، جاده

## سرآغاز

آثار جاده‌ها در فرایندهای اکولوژیک در سال‌های اخیر بسیار مورد توجه قرار گرفته است (Litvaitis & Tash, 2008). با وجود این که جاده‌ها مساحت اندکی را حتی در کشورهای توسعه یافته اشغال می‌کنند، اما آثار بسیاری بر جوامع زیستی دارند (Coffin, 2007). جاده‌ها به طور مستقیم از طریق حذف زیستگاه، ایجاد اکوتون، کارکرد به عنوان کریدور برای بعضی از حیوانات، پراکنش گیاهان مهاجم، ایجاد منبع آلودگی صوتی، افزایش مرگ و میر جاده‌ای از طریق تصادفات با وسایل نقلیه و ایجاد مانع حرکتیو در نتیجه محدود کردن و یا قطع جریان ژن میان جمعیت‌ها بر جوامع زیستی اثر دارند (Forman et al, 2003; Coffin, 2007). با وجود فوایدی از جمله نگهداری پوشش گیاهی و جابجایی دانه‌ها، جاده‌ها اغلب کیفیت و کمیت زیستگاه‌های حیات‌وحش را از طریق فرایند تکه تکه شدن تحت تاثیر قرار می‌دهند، یکپارچگی سیمای سرزمین را مخدوش و زیستگاه‌های داخلی را به زیستگاه‌های حاشیه‌ای تبدیل می‌کنند (Forman et al, 2003). این فرایند در برخی موارد منجر به تکه تکه شدن جمعیت‌های بزرگ و منزوی شدن جمعیت‌های کوچک ناشی از آن می‌شود که با خطر انقراض بالاتری مواجه خواهند بود (Litvaitis & Tash, 2008). توسعه خطوط جاده‌ای به طور معنی‌دار منجر به افزایش مرگ و میر مستقیم حیات‌وحش می‌شود (Alves da Rosa & Bager, 2012; Barthelmeß & Brooks, 2010; Grilo et al, 2009). به صورتی که در برخی گونه‌ها به عامل اصلی مرگ و میر مستقیم حیوان تبدیل شده است (Glista et al., 2007). برای مثال: در مورد برخی از گونه‌ها از جمله شیر کوهی (*Puma concolorcoryi*) در ایالت فلوریدای آمریکا، گرگ (*Canis lupus*) در کانادا و سیاه‌گوش (*Lynx lynx*) در اسپانیا تصادفات جاده‌ای مهمترین عامل مرگ و میر افراد جمعیت شمرده شده است (Grilo et al., 2009; Taylor et al., 2004). تصادفات جاده‌ای با حیات‌وحش هرساله منجر به خسارت‌های بسیاری به انسان‌ها و جمعیت‌های حیات‌وحش می‌شود (Lagos et al., 2012). برای مثال: در ایالات متحده آمریکا در سال ۲۰۰۳ تعداد یک و نیم میلیون تصادف با گوزن گزارش شده است که منجر به بیش از یک میلیارد دلار خسارت مالی، مرگ ۱۵۰ انسان و حدود ۱/۵ میلیون گوزن دم سفید (*Odocoileus virginianus*) شده است (Curtis & Hedlund, 2005; Gonser et al., 2009). مطالعات بسیاری در دنیا در مورد مرگ و میر جاده‌ای حیات‌وحش

در گروه‌های مختلف تاکسونومیک صورت گرفته است که بیشتر آنها پستانداران بزرگ جثه مانند گوزن قرمز (*Cervus elaphus*) گوزن موس (*Alces alces*) و خرس سیاه آمریکایی (*Ursus americanus*) را در بر می‌گیرد (Clevenger et al., 2001; Becker et al., 2011). گروه‌های تاکسونومیک متعددی تحت تاثیر تصادفات جاده‌ای قرار می‌گیرند. اثر تصادفات جاده‌ای بر پستانداران کوچک جثه تر (Smith-Patten & Patten, 2008; Voster, 2008; Clevenger et al., 2003; Roedenbeck & Grilo et al., 2009; Ramp et al., 2006) خفاش‌ها (Alves da Rosa & Lesiński et al., 2011) پرندگان (Bager, 2012; Gomes et al., 2009) خزندگان و دوزیستان (Row et al., 2007; Coelho et al., 2012; McDonald, 2012) و حتی حشرات (Knapp et al., 2013; Skorka et al., 2013) مورد مطالعه قرار گرفته است.

مطالعات صورت گرفته در زمینه مرگ و میر حیات‌وحش در جاده‌ها بیشتر حالت توصیفی دارد و شامل شمارش حیوانات کشته شده، سن، جنسیت و الگوهای زمانی تصادفات می‌باشد (Clevenger et al., 2003). از داده‌های مربوط به فاکتورهای موثر بر توزیع و تراکم جمعیت‌های ساکن زیستگاه‌های اطراف جاده‌ها و داده‌های موقعیت‌های جغرافیایی تصادفات اتفاق افتاده برای مدل‌سازی الگوی توزیع تصادفات و عوامل موثر بر آنها مانند حجم ترافیک، جهت جاده و توپوگرافی حاشیه جاده، استفاده می‌شود (Guson et al., 2011).

در ایران تصادفات جاده‌ای به عنوان یکی از پیامدهای مخرب توسعه انسانی بر زیستگاه‌های حیات‌وحش مطرح بوده است (حاجی‌پور، ۱۳۹۲). افزایش خطوط جاده‌ای و عبور آنها از درون زیستگاه‌های حیات‌وحش به یکی از عوامل تهدیدکننده جمعیت‌های گونه‌های حیات‌وحش تبدیل شده است. به عنوان مثال از ابتدای دهه ۱۳۸۰ تا کنون ۱۱ مورد مرگ و میر یوزپلنگ آسیایی (*Acinonyx jubatus*) بر اثر تصادفات جاده‌ای ثبت شده است (عصر ایران، ۱۳۹۲) که در مقایسه با جمعیت اندک باقی مانده از این آرایه در کشور، عامل تهدیدکننده مهمی محسوب می‌شود. از جمله مهمترین جاده‌هایی که آثار مخرب آن بر حیات‌وحش و انسان در کشور مطرح بوده است جاده پارک ملی گلستان می‌باشد. در این جاده، هر ساله تلفات زیادی از حیات‌وحش ثبت می‌شود (پایگاه خبری دیدبان محیط‌زیست و حیات‌وحش ایران، ۱۳۹۲؛ پایگاه خبری دیدبان محیط‌زیست و حیات‌وحش

و شمال شرقی و جنوبی برفگیر است (کیابی و همکاران، ۱۳۷۲). مهمترین ویژگی پارک ملی گلستان تنوع اقلیمی آن است به طوری که در بخش غربی دارای آب و هوای نیمه معتدله مرطوب با بارندگی حدود ۱۰۰۰ میلی متر و در سمت شرق و جنوب شرقی از آب و هوای سرد و خشک و نیمه خشک با بارندگی حدود ۱۵۰ میلی متر برخوردار است. تا کنون حدود ۱۳۶۰ گونه گیاه آوندی، ۶۹ گونه پستاندار، ۱۴۹ گونه پرنده، ۳۰ گونه خزنده و دو زیست و حدود ۴ گونه ماهی در پارک شناسایی شده است (کیابی و همکاران، ۱۳۷۲).

### وضعیت جاده‌های پارک ملی گلستان

مهمترین جاده موجود در پارک ملی گلستان شاهراه آسیایی تهران- مشهد می‌باشد که از غرب پارک (روستای تنگراه در استان گلستان) به سمت شرق (روستای رباط قره بیل در استان خراسان شمالی) با طول ۵۵ کیلومتر و عرض حدود ۷/۳۰ متر کشیده شده است. بیست و دو کیلومتر از این جاده از درون بزرگترین دره پارک ملی عبور می‌کند (شکل ۱). این جاده، از سال ۱۳۵۰ آسفالت شد و در سال‌های اخیر عرض آن به ۱۱/۳۰ متر در ۲۲ کیلومتر نخست آن افزایش یافته است. همچنین، دیواره‌ای بتونی به ارتفاع حدود ۵ متر جاده را از رودخانه جدا می‌نماید که تأثیر جاده را به عنوان یک مانع جغرافیایی برای تبادل ژن بین افراد یک گونه را دو چندان می‌نماید. به طور تقریبی دو سوم از مساحت پارک در سمت شمال و یک سوم مساحت پارک در سمت جنوب جاده قرار دارد.

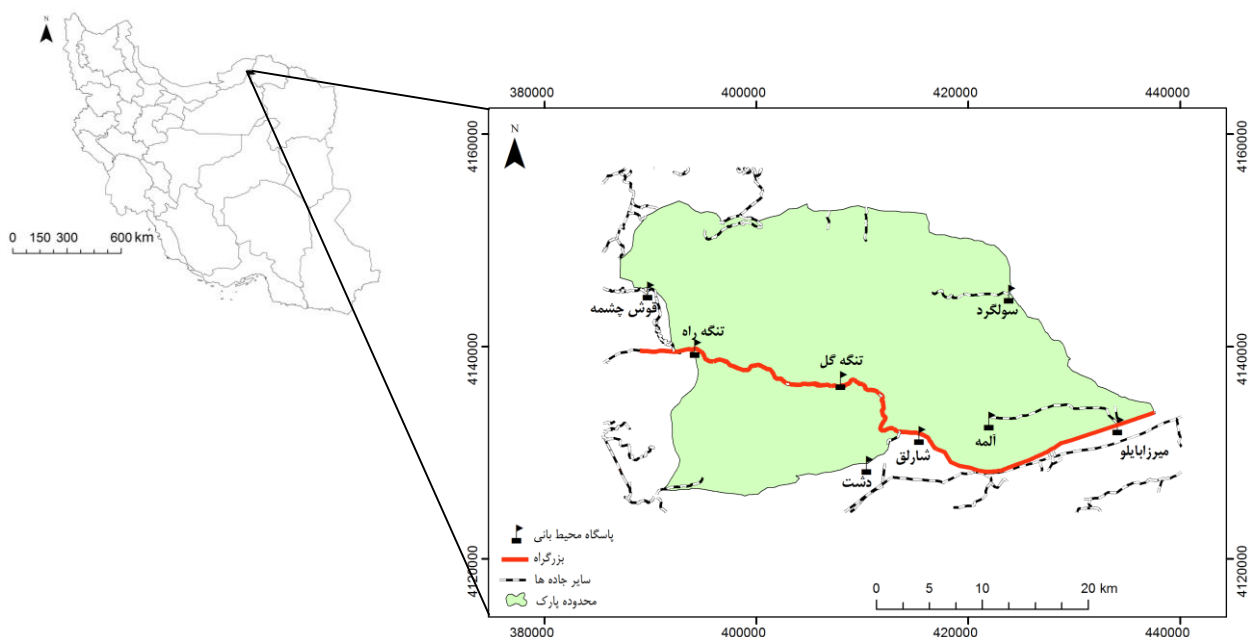
ایران، ۱۳۹۳). اما، با وجود چنین گزارش‌های فراوانی از تصادفات جاده‌ای حیات وحش در کشور، تا کنون مطالعه‌ای بر فراوانی و الگوی این تصادفات انجام نشده است.

هدف از این مطالعه، بررسی الگوی زمانی تصادفات جاده‌ای حیات وحش در پارک ملی گلستان و شناسایی گروه‌های جانوری آسیب‌پذیر با استفاده از آمار طولانی مدت تصادفات ثبت شده در این منطقه بوده است.

### مواد و روش‌ها

#### منطقه مورد مطالعه

پارک ملی گلستان با مساحت ۹۱۸۹۵ هکتار بزرگترین و قدیمی ترین پارک ملی ثبت شده در کشور می‌باشد که بین عرض‌های جغرافیایی ۳۷/۱۶ تا ۳۷/۳۱ شمالی و طول‌های جغرافیایی ۵۵/۴۳ تا ۵۶/۱۷ شرقی قرار گرفته است. این پارک بین سه استان گلستان (۶۵٪ مساحت پارک)، خراسان شمالی (۳۰٪ مساحت پارک) و سمنان (۵٪ مساحت پارک) واقع شده است و مدیریت آن با استان گلستان می‌باشد. دامنه تغییرات ارتفاعی از ۴۵۰ متر تا ۲۴۱۱ متر از سطح دریا متغیر است و حداقل ارتفاع در تنگراه و حداکثر آن در قله دیور کوچی است (شرکت مهندسی رواناب گرگان، ۱۳۷۵). دمای متوسط سالیانه پارک بین ۱۱/۵ تا ۱۷/۵ درجه سانتی‌گراد و رطوبت هوا بین ۶۰ تا ۸۳ درصد می‌باشد. از نظر اقلیمی پارک دارای تابستان‌های معتدل ولی زمستان‌های سرد و مناطق شرقی



شکل (۱): موقعیت جغرافیایی پارک ملی گلستان و محدوده ثبت تصادفات جاده‌ای (بزرگراه)

می‌باشد. یک خودروی اختصاصی مربوط به محیط‌بانی تنگه‌گل وظیفه گشت‌زنی در این مسیر و ثبت تلفات حیات‌وحش را به عهده داشته است. ثبت تلفات جاده‌ای همه روزه صبح زود، غروب و حدود نیمه شب به مدت یک ساعت در هر نوبت و در سایر ساعات به صورت تصادفی و پراکنده در طول کل جاده انجام شده است. در این مطالعه از آمارهای موجود از سال ۱۳۸۴ تا خردادماه سال ۱۳۹۰ استفاده شده است.

### تجزیه و تحلیل داده‌ها

گونه‌های جانوری ثبت شده براساس رده، اندازه جثه و نوع تغذیه به هفت طبقه تقسیم شدند جدول (۱). سپس، از نظر تعداد و زمان تصادفات با یکدیگر مورد مقایسه قرار گرفتند. به دلیل دشوار بودن شناسایی لاشه برخی نمونه‌ها، نمونه‌های گونه‌های مشابه تحت یک نام کلی شمارش شدند (به عنوان مثال انواع مار، جغد یا موش). برای مقایسه میانگین تعداد تصادفات بین گروه‌های مهره‌دار و همچنین تعداد تصادفات در ماه‌های مختلف سال از تحلیل واریانس یک‌طرفه (One-way ANOVA) استفاده شد. برای پیدا کردن گروه‌های متفاوت در صورت معنی دار بودن تحلیل واریانس، آزمون توکی (Tukey's Post Hoc Test) به کار گرفته شد. برای بررسی اختلاف میان میانگین تصادفات، شش گونه دارای بیشترین تعداد تصادفات در فصول مختلف سال از آزمون ناپارامتریک کروسکال والیس (Kruskal-Wallis H test) استفاده شد.

علاوه بر شاهراه آسیایی تهران- مشهد، جاده‌های دیگری نیز در منطقه وجود دارند. درحاشیه و مرز پارک به طور کامل یک جاده کمربندی خاکی به عرض ۴ متر و طول حدود ۱۸۱ کیلومتر وجود دارد که بیشتر به عنوان تعیین حدود و راه دسترسی برای پارک و تعدادی از روستاها مورد استفاده قرار می‌گیرد. همچنین، در فاصله حدود ۳۰ کیلومتری روستای تنگراه به سمت مشهد، دوراهی روستای دشت واقع شده است که به سمت جنوب به روستای دشت منتهی می‌شود. در این دوراهی جاده‌ای آسفالت به طول حدود ۵ کیلومتر و به عرض ۷/۳۰ متر جاده آسیایی را به روستای دشت متصل می‌نماید.

### ثبت تصادفات

درامتداد جاده آسیایی از ابتدا تا انتها، تعداد ۴ ایستگاه محیط بانی و سر محیط بانی به ترتیب به نام تنگراه، تنگه گل، شارلق و میرزابیلو و یک سرمحیط بانی به نام دشت وجود دارد (شکل ۱). مرکز اداری پارک ملی گلستان در ورودی غربی پارک در روستای تنگراه قرار دارد. این واحدها، در مسیرحوزه فعالیت خود به طور شبانه روزی در حال گشت زنی بوسیله خودرو و یا بصورت پیاده هستند. آمار تلفات جاده‌ای حیات‌وحش از سال ۱۳۶۳ در منطقه به طور مقطعی ثبت شده است. اما از سال ۱۳۸۳، با مدیریت یکی از نویسندگان مقاله (جواد سلیری) ثبت آمار تصادفات به طور منظم انجام شده و از سال ۱۳۸۴ به بعد بیشتر تصادفات با دقت زیاد و تاریخ دقیق ثبت شده است. این آمار، مربوط به تصادفات صورت گرفته در حد فاصل محدوده تنگراه تا میرزابیلو (حدود ۵۵ کیلومتر)

جدول (۱): طبقه بندی گونه‌های جانوری ثبت شده در تصادفات پارک ملی گلستان (از سال ۱۳۸۴ تا پایان خرداد ۱۳۹۰)

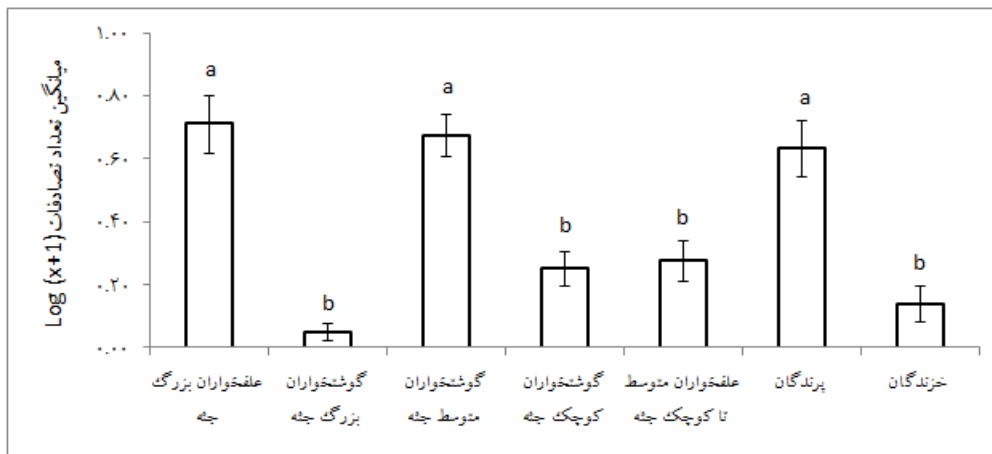
| شماره گروه | نام گروه                     | گونه‌های ثبت شده در هر گروه   |
|------------|------------------------------|---|
| ۱          | پستانداران بزرگ جثه          | مرال <i>Cervus elaphus</i> ، گراز <i>Sus scrofa</i> ، آهوه <i>Gazella subgutturosa</i> ، گوسپند وحشی <i>Ovis orientalis</i> ، بز وحشی <i>Capra aegagrus</i>   |
| ۲          | گوشت‌خواران بزرگ جثه         | پلنگ <i>Panthera pardus</i> ، خرس <i>Ursus arctus</i>   |
| ۳          | گوشت‌خواران متوسط جثه        | گرگ <i>Canis lupus</i> ، شغال <i>Canis aureus</i> ، روباه <i>Vulpes vulpes</i> ، گربه وحشی <i>Felis silvestris</i> - گربه جنگلی <i>Felis chaus</i>  |
| ۴          | گوشت‌خواران کوچک جثه         | سمورسنگی <i>Martes foina</i> ، سمورجنگلی <i>Martes martes</i> ، جوجه تیغی <i>Erinaceidae</i> ، راسو <i>Mustela nivalis</i>  |
| ۵          | علف‌خواران متوسط تا کوچک جثه | تشی <i>Hystrix indica</i> ، خرگوش <i>Lepus tolai</i> ، انواع موش‌ها <i>Muridae</i> ، سنجاب <i>Sciuridae</i>   |
| ۶          | پرنده‌گان                    | کلاغ <i>Corvidae</i> ، جغد <i>Strigidae</i> ، انواع سپهره <i>Fringillidae</i> ، انواع چرخ‌ریسک <i>Paridae</i> ، قرقاول ( <i>Phasianus colchicus</i> )، توکای سیاه <i>Turdus merula</i> ، ایبا <i>Scolopax rusticicola</i> ، جی‌جاق <i>Garrulus glandarius</i> ، کبوتر <i>Columbidae</i> ، سارگه <i>Buteo spp.</i> ، دارکوب <i>Picidae</i> |
| ۷          | خزندگان                      | انواع مار <i>Ophidia</i> ، لاک‌پشت <i>Tesdudines</i>  |

**یافته‌ها**

در طول دوره مطالعه، در مجموع تعداد ۵۸۸ تصادف گونه‌های حیات وحش در پارک ثبت شد که مربوط به ۳۳ گونه جانوری (بسیست گونه پستاندار، ۱۱ گونه پرنده و ۲ گونه خزنده) متعلق به ۱۴ خانواده و ۱۰ راسته می‌شد. (جدول ۱). بیشترین تعداد تلفات در این مطالعه به ترتیب مربوط به گراز (۲۶٪)، شغال (۱۸٪)، انواع جغد (۱۶٪)، کلاغ (۱۰٪)، روباه (۶٪) و تشی (۵٪) بود که در

مجموع ۴۷۷ مورد از تصادفات ثبت شده (۸۱٪ کل تصادفات) را شامل می‌شد.

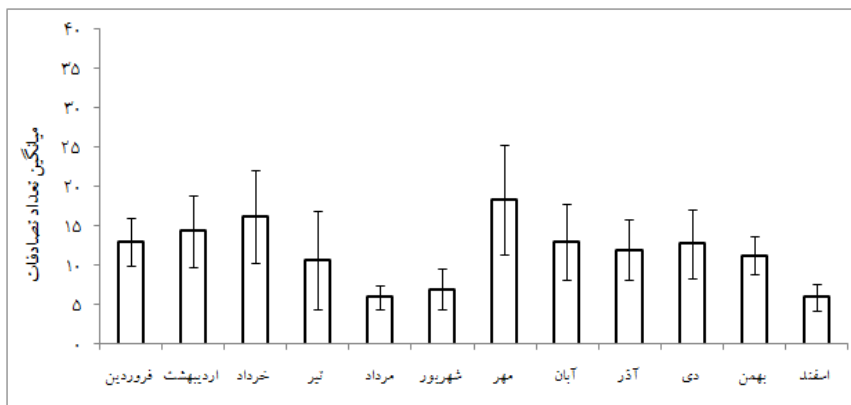
بررسی میانگین تصادفات در سال، اختلاف معنی‌داری را میان هفت گروه جانوری نشان داد ( $F_{(6,55)}=16.620, P \leq 0.001$ ). آزمون توکی نشان داد که میانگین تعداد تصادفات در علف‌خواران بزرگ جثه، گوشت‌خواران متوسط جثه و پرندگان به طور بسیار معنی‌داری از چهار گروه دیگر بیشتر است (نمودار ۱).



نمودار (۱): مقایسه میانگین کل تصادفات جاده‌ای در پارک ملی گلستان (از سال ۱۳۸۴ تا پایان خرداد ۱۳۹۰) بین گروه‌های مختلف جانوری. حروف الفبای انگلیسی متفاوت نشان دهنده تفاوت معنی‌دار بین میانگین‌ها می‌باشد (آزمون مقایسه‌های چندگانه توکی،  $p < 0.05$ ).

تفاوت میان میانگین تعداد تصادفات در ماه‌های مختلف سال معنی‌دار نبود ( $F_{(11,47)}=0.66, P=0.76$ ) (نمودار ۲).

اگرچه میانگین تعداد تصادفات کل گروه‌های جانوری در ماه‌های مرداد، شهریور و اسفند نسبت به ماه‌های دیگر سال کمتر بود ولی



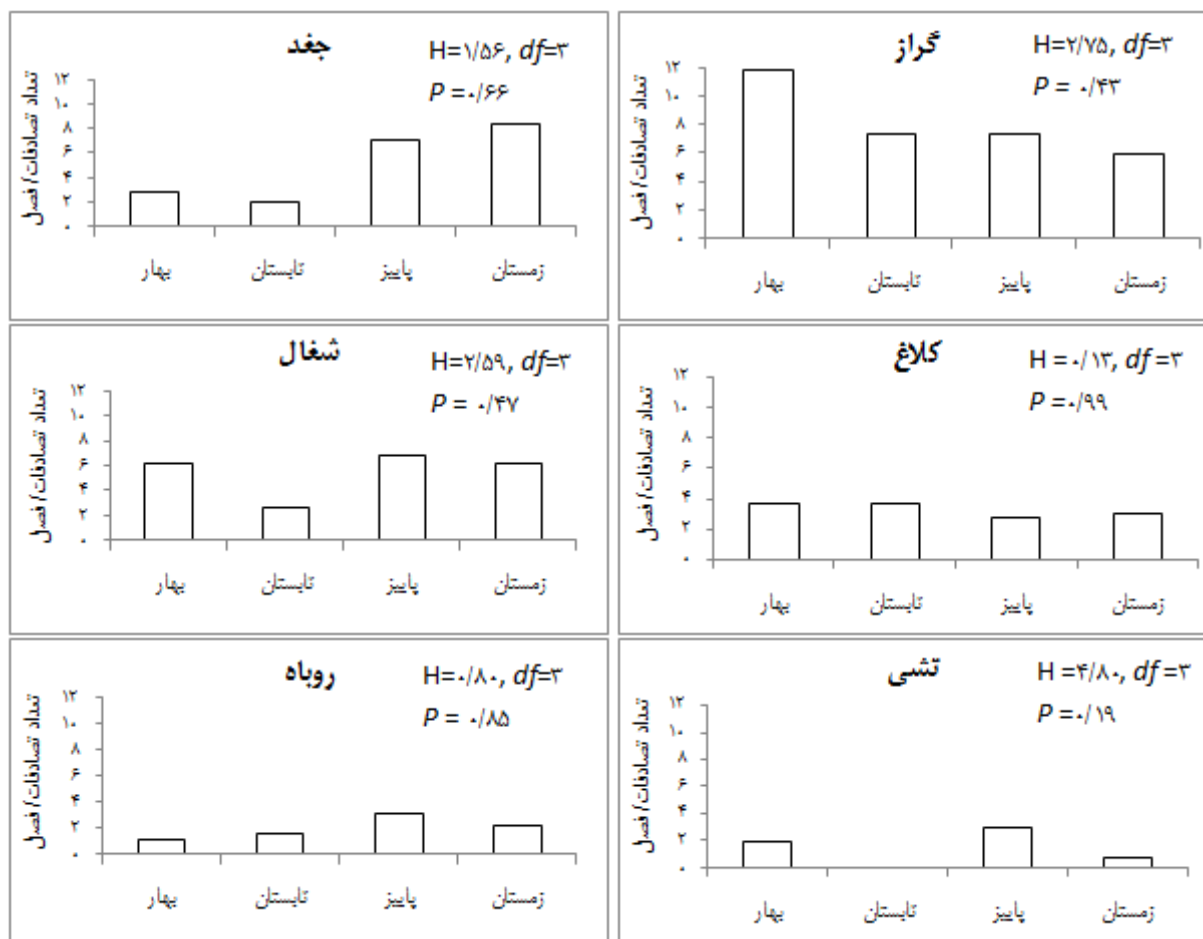
نمودار (۲): مقایسه میانگین کل تعداد تصادفات جاده‌ای در پارک ملی گلستان (از سال ۱۳۸۴ تا پایان خرداد ۱۳۹۰) در ماه‌های مختلف سال. میله‌ها معرف خطای معیار می‌باشند.

سال نشان نداد (نمودار ۳). برای ۳ گونه گراز، شغال و کلاغ بیشترین تعداد تصادفات در فصل بهار ثبت شده بود (گراز:  $n=71$ ؛

آزمون کروسکال والیس، اختلاف معنی‌داری میان تعداد تصادفات ۶ گونه جانوری دارای بیشترین تلفات ثبت شده بین فصول مختلف

(جغد:  $n=36$ ; روباه:  $n=16$  و تشی:  $n=15$ ).

شغال:  $n=37$  و کلاغ:  $n=22$ ). در مقابل سه گونه روباه، جغد و تشی در فصل پاییز بیشترین تعداد تصادفات جاده‌ای را داشتند



نمودار (۳): نمودار میانگین تعداد تصادفات جاده‌ای در هر فصل برای گونه‌های گراز، جغد، شغال، کلاغ، روباه و تشی در پارک ملی گلستان (از سال ۱۳۸۴ تا پایان خرداد ۱۳۹۰) به همراه نتایج آزمون کروسکال والیس برای هر گونه (بهار  $n=5$ ; تابستان  $n=2$ ; پاییز  $n=4$  و زمستان  $n=3$ ).

### بحث و نتیجه‌گیری

بزرگتر ثبت می‌شوند (Barthelmess & Brooks, 2010) و بنابراین، امکان این که تعداد بیشتری گونه جانوری در تصادفات جاده‌ای آسیب دیده اما ثبت نشده باشند، وجود دارد. براساس نتایج به دست آمده از این مطالعه (نمودار ۱)، علف‌خواران بزرگ جثه، گوشت‌خواران متوسط جثه و پرنده‌ها بیشتر از سایر گونه‌ها در تصادفات ثبت شده بودند. تعداد تصادفات جاده‌ای گونه‌ها به فراوانی آنها در منطقه و ویژگی‌های رفتاری آنها مرتبط است (Barthelmess & Brooks, 2010). سم‌دارانی مانند گراز و گوشت‌خوارانی نظیر شغال و روباه هر کدام در گروه خود از گونه‌های فراوان منطقه هستند (کیابی و همکاران، ۱۳۷۲). بنابراین، بیشتر بودن تعداد تلفات ثبت شده آنها ممکن است تحت

بررسی ۵۵ کیلومتر از بزرگراه آسیایی در پارک ملی گلستان در یک دوره شش ساله نشان داد که این جاده گروه‌های مختلف جانوری منطقه را تحت تاثیر قرار داده است. حدود ۳۰ درصد از تعداد کل گونه‌های پستاندار منطقه، در تصادفات جاده‌ای ثبت شده بودند که این رقم به دلیل عدم امکان شناسایی لاشه پستانداران کوچک جثه تا سطح گونه، کمتر از میزان واقعی می‌باشد. به طور کلی، در چنین مطالعاتی گونه‌های کوچک جثه (به ویژه خزندگان و دوزیستان: Slater, 2002) به دلیل این که کمتر دیده می‌شوند و یا لاشه آنها زودتر ناپدید می‌شود (به دلیل متلاشی شدن یا استفاده توسط گونه‌های لاشه‌خوار) بسیار کمتر از گونه‌های با جثه

تأثیر فراوانی آنها قرار داشته باشد. به علاوه، این سه گونه به دلیل رژیم غذایی همه چیزخواری به سکونتگاه‌های انسانی نزدیک می‌شوند و اطراف جاده‌ها و نزدیک سکونتگاه‌های انسانی منابع غذایی مناسبی برای آنها وجود دارد (Barthelmess & Brooks, 2010). همچنین، ممکن است این گونه‌ها جذب برخی ویژگی‌های اطراف جاده‌ها مانند نمک (Bennett, 1991)، لاشه سایر حیوانات تصادف کرده (Taylor & Goldingay, 2004; Alves da Rosa & Bager, 2012) و پوشش گیاهی (Bennett, 1991; Ramp et al., 2006) شوند و در نتیجه احتمال برخورد آنها با خودروهای در حال تردد بالا رود. در مطالعه (Grilo et al., 2009) در مورد تصادفات گوشت‌خواران در بخشی از جاده‌های کشور پرتغال بیشترین تعداد تصادفات (۴۲٪ تصادفات ثبت شده) مربوط به روباه معمولی بود که به فراوانی بالای این گونه در منطقه مورد مطالعه نسبت داده شد. مطالعه صورت گرفته توسط (Lagos et al., 2012) در شمال غرب اسپانیا نشان داد که ۶۳٪ تصادفات جاده‌ای سمداران منطقه مورد مطالعه مربوط به گونه فراوان‌تر گراز بوده است. گوشت‌خواران بزرگ جثه به دلیل این که تراکم جمعیت کمتری نسبت به سایر گروه‌های جانوری در بسیاری از اکوسیستم‌ها دارند ممکن است کمتر با اتومبیل برخورد کنند (Barthelmess & Brooks, 2010). از سوی دیگر گستره خانگی و مقدار میزان تحرک در این گونه‌ها بیشتر است که ممکن است سبب افزایش مرگ و میر ناشی از تصادفات جاده‌ای در این گونه‌ها شوند. بنابراین، با توجه به نتایج به دست آمده در این مطالعه و سایر مطالعات مشابه (Barthelmess & Brooks, 2007; Ford & Fahrig, 2010) به نظر می‌رسد، اثر تراکم جمعیت بسیار بیشتر از اثر گستره خانگی و میزان فعالیت بر تلفات جاده‌ای گوشت‌خواران بزرگ جثه باشد. علاوه بر این تغییر رفتار پرهیز از جاده و یادگرفتن عبور از جاده در برخی گوشت‌خواران بزرگ جثه گزارش شده است (Wittington et al., 2005; Barthelmess & Brooks, 2010; Copeland et al., 2007).

میانگین تعداد تصادفات در فصول مختلف سال برای گونه‌های دارای بیشترین تعداد تصادفات ثبت شده نیز تفاوت معنی‌داری نشان نداد (نمودار ۳). با وجود این، تفاوت‌هایی در میانگین تعداد تصادفات در فصول مختلف سال دیده می‌شود. میزان تصادفات گونه‌ها تحت تأثیر دوره زیستی حیوانات (Grilo et al., 2009)، تغییرات طول شب و روز و تغییرات آب هوایی (Lagos et al., 2012) در دوره‌های مختلف سال متفاوت است. برای گونه گراز، بیشترین تصادفات جاده‌ای این حیوان در فصل بهار بود و در سایر فصول سال تعداد تصادفات یکنواخت‌تر بودند. با توجه به این که فصل بهار هنگام زایمان و پرورش نوزادان در گراز است، چنین فعالیت‌هایی ممکن است سبب افزایش میانگین تصادفات این حیوان شده باشد. مطالعات گوناگونی افزایش مرگ و میر جاده‌ای سمداران در فصل تولید مثل را نشان داده‌اند (Lagos et al., 2012; Garrett & Conway, 1999; Groot Bruinderink & Hazebroke, 1996). در مورد گونه‌های شغال و روباه، میانگین تصادفات ثبت شده در فصل تابستان کمتر از سایر فصول سال بود که ممکن است به فراوانی بیشتر طعمه‌های طبیعی در فصل تابستان مرتبط باشد. فصول تولیدمثل، زایمان و انتشار هر دوی این گونه‌ها خارج از فصل تابستان است که با توجه به فعالیت بیشتر حیوان در این دوره‌های زیستی، انتظار می‌رود احتمال تصادف زیادتر شود (Grilo et al., 2009). در مورد گونه تشی، دو فصل پاییز و بهار بیشترین تعداد تصادفات گونه ثبت شد که می‌تواند به افزایش فعالیت این حیوان در این دو فصل سال مرتبط باشد. در مطالعه صورت گرفته توسط (Barthelmess & Brooks, 2010) در آمریکا، در ماه‌های سپتامبر، اکتبر و در طول

میانگین تعداد تصادفات در ماه‌های مهر، خرداد و اردیبهشت بیشترین تعداد و در ماه‌های مرداد، اسفند و شهریور کمترین تعداد بود (نمودار ۲). با وجود این، مقایسه میانگین تصادفات جاده‌ای حیات وحش در ماه‌های مختلف سال در پارک ملی گلستان تفاوت معنی‌داری نشان نداد (نمودار ۲). تغییرات دوره‌ای یا فصلی تعداد تصادفات می‌تواند تحت تأثیر تغییرات حجم ترافیک (Dussault

پرنده‌گان شکاری حساسیت بیشتری نسبت به جاده‌ها داشته باشند (Gomes et al., 2009).

نتایج این مطالعه نشان داد که بزرگراه آسیایی تهران- مشهد تهدیدی جدی برای گونه‌های جانوری منطقه محسوب می‌شود به طوری که تنها در طول ۲۲ کیلومتر از این مسیر هر ماه به طور متوسط حداکثر  $6/9 \pm 18/9$  (میانگین  $\pm$  انحراف معیار) در مهر ماه و حداقل  $1/7 \pm 6/0$  (میانگین  $\pm$  انحراف معیار) در اسفند ماه، تصادف منجر به کشته شدن گونه‌های مهره‌دار روی می‌دهد (نمودار شماره ۱). مطالعات مختلفی نشان داده‌اند که پارک‌های ملی الزامات امنی برای حیات‌وحش نیستند (Amet et al., 2008; Parks & Harcourt, 2002) و در برخی از این پارک‌ها تصادفات جاده‌ای اثر بسیار معنی‌داری بر جمعیت‌های گونه‌هایی مانند: پستانداران بزرگ جثه (Bangs et al., 1989) و انواع مارها (Rosen & Lowe, 1994) داشته است. برای بررسی اثر جاده بر جمعیت‌های گونه‌های جانوری پارک نیاز به مطالعات بیشتری در مورد اندازه جمعیت و الگوی پراکنش آنها در کل منطقه وجود دارد. علاوه بر این، شناسایی عوامل محیطی موثر بر تعداد و الگوی تصادفات در منطقه می‌تواند به اتخاذ راه‌کارهایی جهت کاهش خسارت‌ها و بهسازی محیط کمک کند.

### تشکر و قدردانی

از اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان گلستان و محیط‌بانان محترم پارک ملی گلستان به‌خاطر همکاری در انجام این مطالعه قدردانی می‌شود.

بهار بیشترین تعداد تصادفات تشی آمریکای شمالی (*Erithizon dorsatum*) ثبت شده بود که این مساله به وسیع‌تر شدن گستره پراکنش نرها در طول فصل جفت‌گیری در ماه‌های پاییز و به همراه آن پراکنده شدن نابالغان در این فصل نسبت داده شده است. همچنین، افزایش تعداد تلفات این حیوان در بهار ممکن است به افزایش نیاز به نمک و استفاده از نمک حاشیه جاده‌ها مرتبط باشد (Rose, 1989). دو گونه جغد و کلاغ دارای بیشترین تعداد تصادفات ثبت شده در میان پرنده‌گان پارک ملی گلستان بودند. تعداد تصادفات کلاغ در فصول مختلف سال تقریباً یکنواخت بود (نمودار ۳). به طور کلی، کلاغ گونه‌ای فراوان و فعال در تمام فصول سال است و افزایش اندک تعداد تصادفات در فصل بهار در این پرنده ممکن است به دلیل افزایش فعالیت‌های آن در هنگام فصل زادآوری باشد. در مورد گونه جغد تعداد تلفات جاده‌ای در فصول پاییز و زمستان از سایر فصل‌های سال بیشتر و در تابستان کمترین مقدار بود. با توجه به این که امکان تشخیص جغدهای تلف شده در جاده تا سطح گونه در برخی موارد امکانپذیر نبود، نمی‌توان تفاوت در تعداد تصادفات این گونه‌ها را به درستی توجیه کرد. به طور کلی، جغدها به‌عنوان پرنده‌گان شکاری شب پرواز به تصادفات جاده‌ای حساس می‌باشند (Gomes et al., 2009). این گونه‌ها قادر به استفاده از جریان بادهای گرم برای پرواز در هنگام شب نیستند و کارایی انرژی پایینی دارند (Mikkola, 1983). بنابراین، از ساختارهایی مانند درختان، تیرهای چراغ برق و حصارها که به طور معمول در اطراف جاده‌ها وجود دارند، برای استراحت و تجدید قوا استفاده می‌کنند. علاوه بر این، جغدها ممکن است در مواجهه با نور اتومبیل‌ها دچار کوری موقت گردند (Hernandez, 1988). این دلایل سبب شده است که جغدها نسبت به سایر

### فهرست منابع

حاجی پور، ح. ۱۳۹۲. خاموشی حیات‌وحش در جاده‌های مرگ. روزنامه ایران. شماره ۵۴۹۵. ۱۳۹۲/۸/۵. صفحه ۱۷.  
حسن‌زاده کیایی، ب. زهزاد، ب. فرهنگ دره‌شوری، ب. مجنونیان، ه. و گشتاسب میگوی، ح. ۱۳۷۲. پارک ملی گلستان، سازمان حفاظت محیط‌زیست. ۲۰۳ ص.

پایگاه خبری دیده‌بان محیط‌زیست و حیات‌وحش ایران. ۱۳۹۲. لاشه یک پلنگ ایرانی در پارک ملی گلستان کشف شد.

<http://www.iew.ir/1392/12/27/23306>

پایگاه خبری دیده‌بان محیط‌زیست و حیات‌وحش ایران. ۱۳۹۳. کشف لاشه یک پلنگ ایرانی در پارک ملی گلستان.

<http://www.iew.ir/1393/02/03/24011>



سایت تحلیلی، خبری عصر ایران. ۱۳۹۲. مرگ بیش از ۱۱ یوزپلنگ در تصادفات جاده‌ای طی یک دهه.  
<http://www.asriran.com/fa/news/292820>

شرکت مهندسی مشاور رواناب گرگان. ۱۳۷۵. مطالعات بهره‌وری پایدار پارک ملی گلستان، جلد هفتم (گیاهان غیرجنگلی)، اداره کل محیط‌زیست گرگان و گنبد، ۱۰۰ ص.

Alves da Rosa, C. & Bager, A. 2012. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*. 97, 1-5.

Amet, R.; Clevenger, A. P.; Yu, O. & Hardy, A. 2008. An assessment of road impacts on wildlife populations in U.S. National Parks. *Environmental Management*. 42, 480-496.

Bangs, E. E.; Baily, T. N. & Portner, M. F. 1989. Survival rates of adult female moose on the Kenai Peninsula, Alaska. *Journal of Wildlife Management*. 53, 557-563.

Barthelmess, E. L. & Brooks, M. S. 2010. The influence of body-size and diet on roadkill trends in mammals. *Biodiversity Conservation*. 19, 1611-1629.

Becker, S. A.; Nielson, R. M.; Brimeyer, D. G. & Kauffman, M. J. 2011. Spatial and temporal characteristics of moose highway crossings during winter in the Buffalo Fork valley, Wyoming. *Alces*. 47, 69-81.

Bennett, A. F. 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In Saunders, D. A. & Hobbs, R. J. (eds). *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty & Sons. Chipping Norton.

Clevenger, A. P.; Chruszcz, B. & Gunson, K. E. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*. 109, 15-26.

Clevenger, A. P.; Chruszcz, B. & Gunson, K. E. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*. 29, 646-653.

Coelho, I. P.; Teixeira, F. Z.; Colombo, P.; Coelho, A. V. P. & Kindel, A. 2012. *Journal of Environmental Management*. 112, 17-26.

Coffin, A. W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*. 15, 396-406.

Copeland, J. P.; Peek, J. M.; & Groves, C. R. 2007. Seasonal habitat associations of the wolverine in central Idaho. *Journal of Wildlife Management*. 71, 2201-2212.

Curtis, P. D. & Hedlund, J. H. 2005. Reducing deer-vehicle crashes. *Wildlife damage management fact sheet series*. Cornell Cooperative Extension. Ithaca, NY: Cornell University.

Dussault, C.; Poulin, M.; Courtois, R. & Ouellet, J. P. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve. Quebec. Canada. *Wildlife Biology*. 12, 415-425.

Ford, A. T. & Fahrig, L. 2007. Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part D*. 12, 498-505.

Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshal, C. C.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, W. J.; Turrentine, T. & Winter, T. C. 2003. *Road ecology. Science and solutions*. Island Press. Washington, D.

Garrett, L. C. & Conway, G. A. 1999. Characteristics of moose-vehicle collisions in Anchorage, Alaska. 1991-1995, *Journal of Safety Research*. 30, 219-223.

Glista, D. J.; Devault, T. L. & Dewoody, J. A. 2007. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians, *Herpetological Conservation and Biology*. 3, 77-87.

Gomes, L.; Grilo, C.; Silva, C. & Mira, A. 2009. Identification methods and deterministic factors of owl road-kill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Researches*. 24, 355-370.

Gonser, A. R.; Jensen, R. R. & Wolf, S. E. 2009. The spatial ecology of deer-vehicle collision. *Applied Geography*. 29, 527-532.

- Grilo, C.; Bissonette, J. A. & Santos-Reis, M. 2009. Spatial– temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. 142, 301–313.
- Groot Bruinderink, G. & Hazebroke, E. 1996. Ungulate Traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*. 10, 1059-1067.
- Gunson, K. E.; Mountrakis, G. & Quackenbush, L. J. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management*. 92, 1074-1082.
- Hernandez, M. 1988. Road mortality of the little owl (*Athenenoctua*) in Spain. *Journal of Raptor Researches*. 22, 81–84.
- Knapp, M.; Saska, P., Knappova, J.; Vonicka, P.; Moravec, P., Kurka, A. & Andel, P. 2013. The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: Implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*. 164, 22–29.
- Lagos, L.; Picos, J. & Valero, E. 2012. Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in northwest Spain. *European Journal of Wildlife Researches*. 58, 661-668.
- Lesiński, G.; Sikora, A. & Olszewski, A. 2011. Bat casualties on a road crossing a mosaic landscape. *European Journal of Wildlife Researches*. 57, 217–223.
- Litvaitis, J. A. & Tash, J. P. 2008. An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management*. 42, 688–697.
- McDonald, P. J. 2012. Snakes on roads: An arid Australian perspective. *Journal of Arid Environments*. 79, 116-119.
- Mikkola, H. 1983. *Owls of Europe*. Poyser. London.
- Parks, S. A. & Harcourt, A. H. 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinction in U.S. protected areas. *Conservation Biology*. 16, 800-808.
- Ramp, D.; Wilson, V, K. & Crof, D, B. 2006. Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: Road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation*. 129, 48 –359.
- Roedenbeck, I, A. & Voster, P. 2008. Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *European Journal of Wildlife Research*. 54, 425–437.
- Rosen, P, C. & Lowe, C, H. 1994. Highway mortality of snakes in the Sonoran desert of south Arizona. *Biological Conservation*. 68, 143-148.
- Row, J. R.; Blouin-Demers, G. & Weatherhead, P. J. 2007. Demographic effects of road mortality in black ratsnakes (*Elaphe obsoleta*). *Biological Conservation*. 137, 117 –124.
- Roze, U. 1989. *The North American porcupine*. Smithsonian Institution Press. Washington.
- Skorka, P.; Lenda, M.; Moron, D.; Kalarus, K. & Tryjanowski, P. 2013. Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biological Conservation*. 159, 148–157.
- Slater, F. M. 2002. An assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology*. 3, 33- 42.
- Smith-Patten, B. D.; Patten, M. A. 2008. Diversity, Seasonality, and Context of Mammalian Roadkills in the Southern Great Plains the Southern Great Plains. *Environmental Management*. 41, 844–852
- Taylor, B, D. & Goldingay, R, L. 2004. Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research*. 31, 83-91.
- Whittington, J. St.; Clair, C. C. & Mercer, G. 2005. Spatial responses of wolves to roads and trails in mountain valleys. *Ecological Applications*. 15, 543-553.