Interferência das autoestradas na conectividade funcional da paisagem para os anfíbios do Peloponeso na Grécia

Fabrício Mendes Queiroga

Mestrado em Ecologia e Ambiente

Departamento de Biologia 2019/2020

Orientador

Doutor Neftalí Sillero, Investigador de Pós- Doutoramento no CICGE-(Centro de Investigação em Ciências Geo-Espaciais)

CICGE

U.PORTO

FACULDADE DE CIÊNCIAS
UNIVERSIDADE DO PORTO

Todas as correções determinadas pelo júri,
e só essas, foram efetuadas

A Presidente do Júri,

Assinado por : **SARA CRISTINA FERREIRA MARQUES ANTUNES**
Num. de Identificação: BI105115142
Data: 2020.12.11 12:04:39 +00'00'

Porto, _____ / _____ / _____

CARTÃO DE CIDADÃO

Agradecimento

Imensa gratidão a todos que acompanharam e participaram deste trabalho. Em especial:

Ao meu orientador, Drº Neftalí Silero, pelo exemplo de trabalho e dedicação, assim como pela atenção, disponibilidade, paciência e motivação que sempre demonstrou com relação ao meu trabalho;

Aos Coordenadores do Mestrado em Ecologia e Ambiente, Drº João José Pradinho Honrado e Drº Nuno Eduardo Malheiro Magalhães Esteves Formigo, pela incansável dedicação e orientação aos alunos;

Aos professores do Mestrado em Ecologia e Ambiente, pela disponibilidade, atenção e incentivo sempre motivantes.

Ao povo portugués, que me acolheu nesses 2 anos de Mestrado;

Ao Departamento de Estradas e Rodagem do DF, por me possibilitar trabalhar com essa desafiante, mas recompensadora tarefa de diminuir a morte dos animais nas estradas;

À biodiversidade, o objeto de estudo mais fascinante do universo;

Aos meus familiares, aos quais não há palavras para expressar minha gratidão:

Meus amados pais Mairla e José Vicente;

Meus amados Tios, Tias, Primos e Primas;

Minha querida irmã Josirla;

Meus sobrinhos Paulo e Lívia;

Minha querida esposa Aline;

Meus queridos avós Francisco Mendes, Francisco Queiroga, Alfriza e Helenita.

Resumo

A presença e construção de novas autoestradas, entre outros impactos, geram fortes barreiras ou filtros ao movimento animal, principalmente se não forem adotadas medidas de mitigação ambiental, sendo os anfíbios um dos grupos mais impactados por essa infraestrutura. A manutenção da conectividade da paisagem para as populações de anfíbios são cruciais para a persistência das espécies desse grupo a longo prazo. Dessa forma, a interpretação e identificação de paisagens ou habitats que forneçam alta conectividade funcional para espécies de anfíbios ajuda na elaboração de medidas mitigadoras mais eficientes para os tomadores de decisão.

Para compararmos a interferência das autoestradas atuais e futuras na conectividade funcional da paisagem para 6 espécies de anfíbios do Peloponeso, criamos 3 cenários de paisagens diferentes: Peloponeso com as autoestradas originais, sem autoestradas e com mais autoestradas hipotéticas. Utilizamos ferramentas GIS e o software Circuitscape para criarmos modelos de conectividade. Com esse software, analisamos os dados usando a abordagem da teoria do circuito elétrico para compreender como as características da paisagem influenciam os caminhos de movimento individuais das espécies estudadas.

Para nossos resultados, a construção das autoestradas hipotéticas desse estudo pode afetar mais ou menos as espécies de anfíbios dessa investigação no Peloponeso. Na região Norte, as espécies mais impactadas seriam: *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris*, *Rana dalmatina* e *Salamandra salamandra*. Já na região Sul, as espécies mais impactadas seriam: *Bufo bufo*, *Bufo viridis complex*, *Rana dalmatina* e *Salamandra salamandra.*

Quanto as autoestradas existentes, as espécies *Bufo bufo*, *Rana dalmatina* e *Salamandra salamandra* possuem mais áreas importantes para conectividade intercetadas. Também merece maior atenção a região Nordeste do Peloponeso para a espécie *Lissotriton vulgaris*. Já as espécies *Bufo viridis complex* e *Ichthyosaura alpestris* sofreram pouca influência nas suas áreas importantes de conectividade das autoestradas existes nesses resultados.

Como esse estudo abordou uma metodologia baseada na conectividade funcional da paisagem, o planeamento das medidas mitigadoras podem ser melhor direcionadas para as necessidades especificas de cada espécie. Esse tipo de planeamento pode ser mais eficaz na solução dos problemas ocasionados pela interferência das autoestradas, pois são baseados em informações mais precisas das especificidades biológicas de cada

espécie. Dessa forma, as informações desse estudo podem direcionar o uso de recursos financeiros de forma mais eficaz na preservação dos anfíbios do Peloponeso.

Palavras-chave: Impactos Ambientais, Conectividade Funcional, Autoestradas, Fragmentação Ambiental, Anfíbios, Circuitscape, GIS

Abstract

The presence and construction of new highways, among other impacts, generate strong barriers or filters to animal movement, especially if environmental mitigation measures are not adopted, with amphibians being one of the groups most impacted by this infrastructure. Maintaining amphibian population connectivity is crucial for the long-term persistence of species in this group. Thereby, the interpretation and identification of landscapes or habitats that provide high functional connectivity for amphibian species helps in the elaboration of more efficient mitigation measures for decision makers.

To compare the interference of current and future highways in the functional connectivity of 6 species of amphibians in the Peloponnese, we created 3 different landscape scenarios: the Peloponnese landscape with the original highways, without highways and with more hypothetical highways. We use GIS tools and Circuitscape software to create connectivity models. With this software, we analyze the data using the electrical circuit theory approach to understand how landscape characteristics influence the individual movement paths of the species studied.

For our results, the construction of the hypothetical highways in this study may more or less affect the amphibian species in this investigation in the Peloponnese. In the North, the most impacted species would be: *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris*, *Rana dalmatina* and *Salamandra salamandra*. In the South region, the most impacted species would be: *Bufo bufo*, *Bufo viridis complex*, *Rana dalmatina* and *Salamandra salamandra*. As for the existing highways, the species *Bufo bufo*, *Rana dalmatina* and *Salamandra salamandra* have more important areas for interconnected connectivity. The Northeast region of the Peloponnese also deserves greater attention for the species *Lissotriton vulgaris*. The species *Bufo viridis* complex and *Ichthyosaura alpestris*, on the other hand, had little influence on their important areas of highway connectivity in these results.

As this study approached a methodology based on functional connectivity, the planning of mitigation measures can be better targeted to the specific needs of each species. This type of planning can be more effective in solving problems caused by interference from highways, as they are based on more precise information on the biological specificities of each species. In this way, the information in this study can direct the use of financial resources more effectively in the preservation of amphibians in the Peloponnese.

Keywords: Environmental Impacts, Functional Connectivity, Highways, Environmental Fragmentation, Amphibians, Circuitscape, GIS

Índice

Agradecimento ..... ***ii***
Resumo ..... ***iii***
Abstract ..... ***v***
Índice ..... ***vii***
Lista de Figuras ..... ***ix***
Lista de Tabelas ..... ***xiii***
Lista de Abreviaturas ..... ***xiv***
1. Introdução ***1***
1.1. Enquadramento geral **1**
1.2. Fragmentação ambiental **2**
1.3. Impactos das autoestradas à fauna **3**
1.4. Impacto das autoestradas aos anfíbios **4**
1.5. Conectividade da paisagem **5**
1.6. Modelação de conectividade da paisagem e a teoria do circuito elétrico **6**
1.7. Objetivos **7**
2. Métodos ***8***
2.1. Área de estudo **8**
2.2. Clima **9**
2.3. Dados **10**
2.3.1. Anfíbios do Peloponeso **10**
2.4. Modelação e cenários **11**
2.4.1. Abordagem metodológica geral **11**
2.4.2. Simulação de diferentes cenários **12**
2.4.3. Criação dos modelos de adequação de habitat **15**
2.4.4. Modelagem das superfícies de resistência da paisagem **18**
2.4.5. Modelagem da adequação de habitat **19**
2.4.6. Análise com o software Circuitscape **20**
3. Resultados ***23***
3.1. Cenário 1 – Paisagem original **23**
3.2. Cenário 2 – Paisagem sem autoestradas **24**
3.3. Cenário 3 – Paisagem com mais autoestradas **25**

4. Discussão.....27

5. Conclusão.....30

6. Bibliografia.....32

7. Apêndices.....37

7.1. Bufo bufo.....38

7.2. Bufo viridis complex.....45

7.3. Ichthyosaura alpestris.....52

7.4. Lissotriton vulgaris.....59

7.5. Rana dalmatina.....66

7.6. Salamandra salamandra.....74

Lista de Figuras

Figura 1 - Fragmentação ambiental na Europa. Fonte: (Estreguil et al., 2013)

Figura 2 - Impactos na fauna provocado pelas autoestradas. Fonte: (Cravo, 2018)

Figura 3 – Mapa da Península do Peloponeso na Grécia. Fonte: ArcGIS

Figura 4 – Mapa de precipitação retirado do Atlas do Clima da Grécia (1971-2000). Fonte: (HNMS, 2019)

Figura 5 – Mapas de temperaturas retirados do Atlas do Clima da Grécia (1971-2000). Fonte: (HNMS, 2019)

Figura 6 – Mapa de localização dos indivíduos das espécies presentes na investigação.

Figura 7 – Resumo esquemático do processo de analise da conectividade funcional da paisagem da investigação.

Figura 8 – Mapas do Peloponeso com 3 diferentes cenários de autoestradas.

Figura 9 – Mapa original de uso/ocupação do solo CORINE Land Cover 2018.

Figura 10 – Plugin ThRase a realizar a transformação dos pixels do mapa raster original se adequar ao Cenário 2 e Cenário 3.

Figura 11 – Confronto entre as informações da opinião de um especialista com as referências bibliográficas.

Figura 12 – Criação da superfície de resistência utilizando a ferramenta de análise espacial Reclassify do ArcGIS.

Figura 13 – Criação dos nós de habitat de cada espécie utilizando a ferramenta de análise espacial Cost Allocation do ArcGIS..

Figura 14 – Comparação da conectividade da paisagem para as espécies no cenário 1 – paisagem original.

Figura 15 – Comparação da conectividade da paisagem para as espécies no cenário 2 – paisagem sem autoestrada.

Figura 16 – Comparação da conectividade da paisagem para a espécie *Bufo viridis complex* no cenário 2 (paisagem sem autoestrada) e cenário 3 (paisagem com mais autoestradas)

Figura 17 – Comparação da conectividade da paisagem para as espécies no cenário 3 – paisagem com mais autoestradas.

Figura 18 – Comparação dos resultados da conectividade da paisagem para o *Bufo bufo* nos três cenários.

Figura 19 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas originais do Peloponeso (1a).

Figura 20 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas originais do Peloponeso (1b).

Figura 21 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas originais do Peloponeso (1c).

Figura 22 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (1d).

Figura 23 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (1e).

Figura 24 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (1f).

Figura 25 – Comparação dos resultados da conectividade da paisagem para o *Bufo viridis complex* nos três cenários.

Figura 26 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas originais do Peloponeso (2a).

Figura 27 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas originais do Peloponeso (2b).

Figura 28 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas originais do Peloponeso (2c).

Figura 29 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas originais do Peloponeso (2d).

Figura 30 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (2e).

Figura 31 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (2f).

Figura 32 – Comparação dos resultados da conectividade da paisagem para o *Ichthyosaura alpestris* nos três cenários.

Figura 33 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas originais do Peloponeso (3a).

Figura 34 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas originais do Peloponeso (3b).

Figura 35 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas originais do Peloponeso (3c).

Figura 36 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (3d).

Figura 37 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (3e).

Figura 38 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (3f).

Figura 39 – Comparação dos resultados da conectividade da paisagem para o *Lissotriton vulgaris* nos três cenários.

Figura 40 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas originais do Peloponeso (4a).

Figura 41 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas originais do Peloponeso (4b).

Figura 42 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas originais do Peloponeso (4c).

Figura 43 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (4d).

Figura 44 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (4e).

Figura 45 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (4f).

Figura 46 – Comparação dos resultados da conectividade da paisagem para a *Rana dalmatina* nos três cenários.

Figura 47 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas originais do Peloponeso (5a).

Figura 48 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas originais do Peloponeso (5b).

Figura 49 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas originais do Peloponeso (5c).

Figura 50 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (5d).

Figura 51 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso com mapa utilizando a simbologia “Stretch” - Standard Deviations do ArcGIS (5e).

Figura 52 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso com mapa utilizando a simbologia “Stretch” - Percent Clip do ArcGIS (5e).

Figura 53 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (5f).

Figura 54 – Comparação dos resultados da conectividade da paisagem para a espécie *Salamandra salamandra* nos três cenários.

Figura 55 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas originais do Peloponeso (6a).

Figura 56 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas originais do Peloponeso (6b).

Figura 57 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas originais do Peloponeso (6c).

Figura 58 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (6d).

Figura 59 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (6e).

Figura 60 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (6f).

Lista de Tabelas

Tabela 1- Espécies de pequenos mamíferos confirmados em Portugal e respetivo estatuto de conservação segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.* 2005;

Tabela 2 - Valores dos níveis de resistência do solo estabelecidos na investigação.

Tabela 3 - Valores pixels do mapa de uso/ocupação do solo CORINE Land Cover 2018 convertidos para valores dos níveis de resistência de movimento.

Tabela 4 - Dados da distância máxima de migração das espécies presentes do estudo. Fonte: (Trochet et al., 2014b)

Lista de Abreviaturas

CORINE	Copernicus Europe's eyes on Earth
DAES	Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais
GIS	Sistema de Informação Geográfica
HNMS	New Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe
NA2RE	New Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe
ONU	Organização das Nações Unidas
ThRasE	Thematic Raster Editor
UE	União Europeia

1. Introdução

1.1. Enquadramento geral

Um dos principais problemas da Ecologia e da Biologia da Conservação na atualidade é a drástica perda de habitat e fragmentação ambiental provocadas pelas mudanças na paisagem ocasionadas por atividades antropogénicas (Kindlmann and Burel, 2008). Por isso, a conectividade passa a ser globalmente uma prioridade para conservação a longo prazo da biodiversidade em um mundo com habitats naturais cada vez mais fragmentados (Rudnick *et al.*, 2012; Diniz *et al.*, 2020).

A biodiversidade sofre fortes efeitos negativos das rodovias (Torres, Jaeger and Alonso, 2016; Sillero *et al.*, 2019). Todas as rodovias servem como barreiras ou filtros para algum movimento animal (Forman and Alexander, 1998). Dessa forma, as autoestradas são importantes agentes fragmentadores dos ambientes naturais, pois diminuem a permeabilidade ambiental das espécies, principalmente se não forem adotadas medidas de mitigação ambiental, como as passagens de fauna (Trombulak and Frissell, 2000)

Entre os vertebrados, o grupo dos anfíbios é o que possui a maior taxa de mortalidade por atropelamento nas rodovias (Fahrig *et al.*, 1995; Glista, DeVault and DeWoody, 2008; Gryz and Krauze, 2008; DeWoody *et al.*, 2010; Garriga *et al.*, 2012; Matos, Sillero and Argana, 2012; García Vettorazzi *et al.*, 2016). Isso faz das infraestruturas rodoviárias fortes agentes fragmentadores dos habitats dos anfíbios, o que causa um grande impacto na viabilidade das populações das espécies desse grupo (Fahrig *et al.*, 1995; Matos, Sillero and Argana, 2012; Beebee, 2013)

A manutenção da conectividade da paisagem para as populações de anfíbios são cruciais para a persistência das espécies desse grupo a longo prazo (Beebee, 2013). Para isso, a identificação de paisagens ou habitats que forneçam alta conectividade funcional ajudará na adoção de medidas mitigadoras necessárias para a conservação das áreas mais importantes (Zeller, Wattles and Destefano, 2020)

Com a estimativa que a população global aumentará cerca de 2 bilhões de pessoas nos próximos 30 anos (ONU-DAES, 2019), aumentará também a demanda por mais autoestradas para o deslocamento de pessoas e produtos (Ibisch *et al.*, 2016). Para antecipar e minimizar os impactos ambientais que as autoestradas possam provocar, os investigadores devem utilizar ferramentas para interpretar a interferência que as autoestradas possam exercer na fauna silvestre para melhor orientar os tomadores de decisão (Van Der Ree *et al.*, 2011; Beebee, 2013).

1.2. Fragmentação ambiental

Por meio do isolamento dos fragmentos de habitat remanescentes, a fragmentação do habitat altera a viabilidade das populações de uma determinada espécie (Joly, Morand and Cohas, 2003). Torna-se uma questão crítica de conservação e gerenciamento quando as paisagens se tornam cada vez mais fragmentadas devido à perturbação humana, pois aumenta o desafio de se equilibrar a mortalidade, reprodução e localização de outras paisagens adequadas para a manutenção de populações (Hill and Caswell, 1999)

O isolamento provocado pela fragmentação do habitat reduz a imigração de outras populações o que impede o resgate demográfico (Joly, Morand and Cohas, 2003). Com a diminuição da população e sendo ultrapassado um nível limite de habitat adequado, é favorecida a deriva genética e a endogamia que provocam perda de diversidade genética e extinção de uma meta-população (Hill and Caswell, 1999).

Os impactos resultam do isolamento entre as meta-populações e na progressiva diminuição e extinção dessas populações, quando o isolamento e a diminuição das meta-populações locais se tornam críticas, o risco de extinção da espécie torna-se muito alto (Crooks and Sanjayan, 2010; Fletcher and Fortin, 2018). Por isso, as ações que recuperem os habitats e facilitem a conectividade da paisagem são cruciais para a persistência da biodiversidade a longo prazo (Crooks and Sanjayan, 2010; Fletcher and Fortin, 2018) .

Apesar de uma taxa anual de aumento de 0,8 por cento de reflorestamento realizado na região da União Europeia, 70% do território da UE possui florestas pouco conectadas (Estreguil *et al.*, 2013). Isso significa que a melhor interpretação do espaço e do movimento das espécies pode guiar os tomadores de decisão a concentrarem seus esforços de recuperação ambiental nas áreas prioritárias para o aumento da conectividade entre as paisagens naturais (Rudnick *et al.*, 2012).

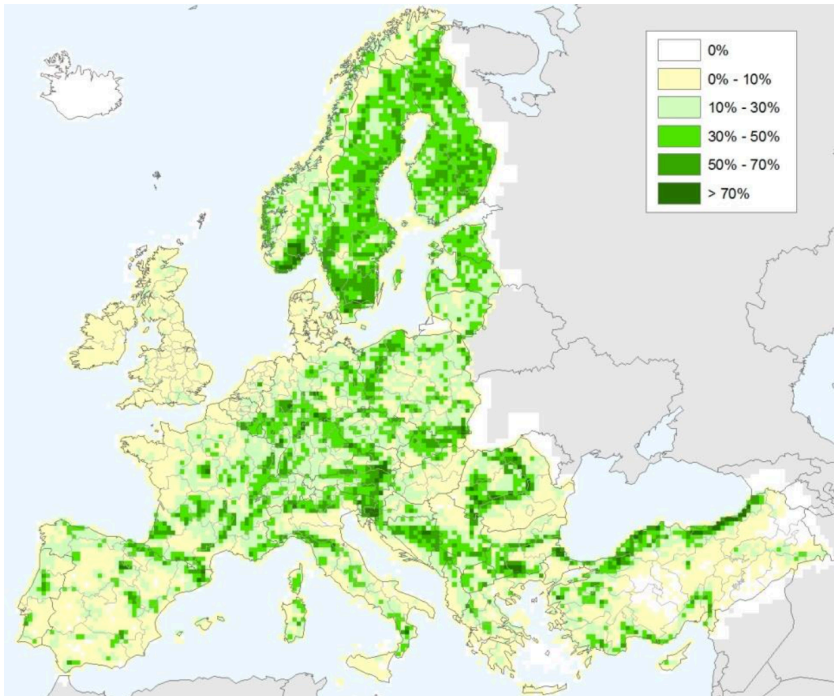


Figura 1 - Fragmentação ambiental na Europa. Fonte: (Estreguil *et al.*, 2013)

A interpretação da conectividade funcional a nível regional pode direcionar as ações de recuperação ambiental de forma mais eficiente, pois indica as áreas cruciais para a manutenção e/ou o aumento da conectividade da paisagem (Rudnick *et al.*, 2012).

1.3. Impactos das autoestradas à fauna

As estradas cobrem cerca de 20% da superfície da Terra e fragmentam áreas naturais em manchas disjuntas, das quais apenas 7% são maiores do que 100 km^2 (Ibisch *et al.*, 2016). Estima-se, para o ano de 2050, um acréscimo de 3,0-4,7 milhões de quilômetros de extensão de estradas, o que representa um aumento de 14% a 23% em comparação com a atual estimativa existente (Meijer *et al.*, 2018).

Todo esse incremento provocará grandes impactos aos ecossistemas e a vida selvagem pois as autoestradas são conhecidas por provocarem diversos impactos a fauna silvestre (Van Der Ree *et al.*, 2011). Os principais efeitos gerais identificados são: (1) o aumento da mortalidade pela construção da estrada; (2) o aumento da mortalidade por colisão com veículos; (3) interferência no comportamento, na reprodução e na fisiologia dos animais; (4) alteração do ambiente físico, (5) alteração do ambiente químico; (5) perda de habitat e fragmentação ambiental; (6) e facilita a invasão de espécies exóticas (Forman and Alexander, 1998; Spellerberg, 1998; Trombulak and Frissell, 2000).

Todas as estradas servem como barreiras ou filtros para algum movimento animal (Forman and Alexander, 1998). Dessa forma, as autoestradas são importantes agentes fragmentadores dos ambientes naturais, pois diminuem a permeabilidade ambiental das espécies. principalmente se não forem adotadas medidas de mitigação ambiental, como as passagens de fauna (Trombulak and Frissell, 2000).

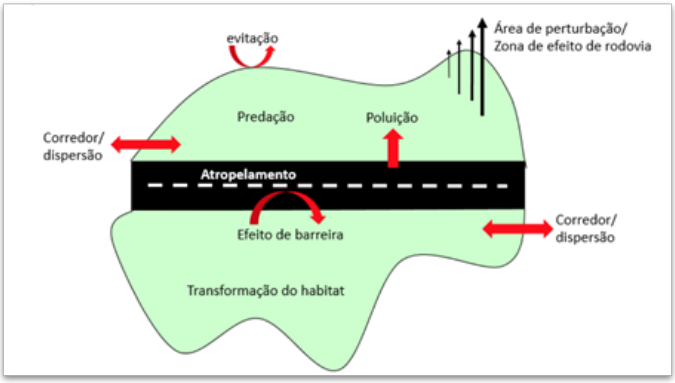


Figura 2 - Impactos na fauna provocado pelas autoestradas. Fonte: (Cravo, 2018)

A construção, instalação e implantação dessas medidas mitigadoras demandam recursos financeiros que para serem melhor aproveitados exigem um estudo aprimorado do ambiente e das espécies que vivem no local próximo a rodovia (Van der Grift *et al.*, 2017; Zeller, Wattles and Destefano, 2020). Um planeamento minucioso bem anterior a implementação de medidas mitigadoras com alto custo faz-se necessário para que seja eficaz, tanto para um menor impacto a fauna, como para economia de recursos financeiros (Boyle, Litzgus and Lesbarrères, 2017; Van der Grift *et al.*, 2017). Para isso, é necessário a utilização de diversas ferramentas de interpretação do ambiente físico e do comportamento de movimentação e dispersão dos animais (Rudnick *et al.*, 2012).

1.4. Impacto das autoestradas aos anfíbios

Com cerca de 40% das suas espécies ameaçadas em 2019, os anfíbios fazem parte do grupo de vertebrados com a maior proporção de espécies ameaçadas de extinção hoje no mundo (Worms and Crabs, 2019). Está ocorrendo um rápido declínio das populações de anfíbios, sendo atribuído isso a diversas causas, como: a perda e fragmentação de habitat; aumento dos atropelamentos nas estradas; predação por espécies exóticas ou competição com elas; contaminação por poluentes; mudanças climáticas e doenças infeciosas, principalmente patógenos fúngicos (Gardner and Gardner, 2001; Collins and Storfer, 2003; Kats and Ferrer, 2003; Benayas *et al.*, 2006)

Os anfíbios possuem alta vulnerabilidade à morte ao atravessar as estradas devido aos seus padrões de atividade, estrutura populacional e habitats preferidos (Stuart *et al.*, 2004; Cushman, 2006; Beebee, 2013; Sillero, Biaggini and Corti, 2018). O grupo dos anfíbios é o que sofre a maior taxa de mortalidade por atropelamento nas autoestradas, são 60-90% das fatalidades representadas nos estudos de atropelamento nas estradas (Fahrig *et al.*, 1995a; Glista, DeVault and DeWoody, 2008; Gryz and Krauze, 2008; Sillero, 2008; DeWoody *et al.*, 2010; Garriga *et al.*, 2012; Matos, Sillero and Argana, 2012; García Vettorazzi *et al.*, 2016).

As espécies de anfíbios dependem de uma matriz de habitat para cumprirem seu ciclo de vida, por isso eles frequentemente precisam migrar entre áreas reprodutivas e de alimentação, úmidas

e áreas secas e, geralmente, possuem uma limitada capacidade de dispersão que ocorre, principalmente, em uma breve fase juvenil (Joly, Morand and Cohas, 2003; Cushman, 2006; Matos, Sillero and Argana, 2012; Van Buskirk, 2012; Sillero *et al.*, 2019).

A construção e presença de autoestradas é um fator limitante desse movimento e de risco para o grupo de anfíbios, pois contribui para a impermeabilidade entre habitats e também para o aumento da mortalidade (Trombulak and Frissell, 2000; Beebee, 2013; Sillero *et al.*, 2019). As autoestradas funcionam como barreiras que interferem no ecossistema exercendo uma forte fragmentação de habitats e, consequentemente, está influenciando no declínio populacional desse grupo (Collins and Storfer, 2003; Cushman, 2006; Glista, DeVault and DeWoody, 2008; Santini, Saura and Rondinini, 2016; Sillero *et al.*, 2019). Por isso, a importância de se estudar os impactos das atividades humanas na diminuição da conectividade da paisagem para os anfíbios, já que se trata de animais muito sensíveis as transformações feitas pelos seres humanos, o que é uma das principais causas do rápido declínio das populações deles (Gardner and Gardner, 2001; Collins and Storfer, 2003; Kats and Ferrer, 2003; Benayas *et al.*, 2006).

1.5. Conectividade da paisagem

O conceito original de conectividade da paisagem é definido como “o grau com que a paisagem facilita ou impede o movimento dos indivíduos entre manchas de recursos” (Philip D. Taylor, Lenore Fahrig and K. and Merriam, 1993). As mudanças induzidas pelos seres humanos vêm provocando impactos negativos com a diminuição dessa conectividade, ou seja, ocasiona um processo de fragmentação do ambiente que dificulta ou mesmo impede o movimento natural que os indivíduos das espécies silvestres realizavam normalmente (Crooks and Sanjayan, 2010; Fletcher and Fortin, 2018).

Existem dois tipos distintos de separação conceitual da conectividade da paisagem: a conectividade estrutural e a conectividade funcional (Kindlmann and Burel, 2008). Enquanto a primeira, conectividade estrutural, se preocupa como questão primordial a proximidade física entre os elementos da paisagem, a segunda, conectividade funcional, leva em consideração aspectos específicos de cada espécie, para quantificar a conectividade pela interpretação do movimento ou processo de fluxo da espécie integrada com a estrutura da paisagem (Kindlmann and Burel, 2008; Fletcher and Fortin, 2018).

Nos estudos ecológicos, a conectividade da paisagem foi quantificada principalmente com base em características estruturais ou mais precisamente conectividade estrutural (Fletcher and Fortin, 2018). Entretanto, está cada vez mais comum a utilização do uso de medidas de conectividade funcional que usam a resistência da paisagem como base para mapear a conectividade entre paisagens e fazer inferências sobre corredores de conservação em potencial (Fletcher and Fortin, 2018).

No nosso estudo, utilizamos o conceito de conectividade funcional para realização da análise das paisagens. Isso porque a conectividade funcional é um fator chave no movimento dos organismos, tanto para eles suprirem suas necessidades diárias na sua área de vida, quanto para garantir a reprodução entre indivíduos de diferentes populações e garantir maior diversidade de genes (Tischendorf and Fahrig, 2000; Zeller, McGarigal and Whiteley, 2012; Fletcher and Fortin, 2018). Uma forma mais eficaz de aplicar os recursos para conservação das espécies é a identificação de paisagens ou habitats que fornecem alta conectividade funcional para espécies de interesse de conservação (J.H. *et al.*, 2010; Finch *et al.*, 2020)

1.6. Modelação de conectividade da paisagem e a teoria do circuito elétrico

Muitos dos estudos relacionados aos impactos ambientais das autoestradas na fauna foram focados na identificação de hotspots de atropelamento nas autoestradas já construídas (Zimmermann Teixeira *et al.*, 2017). Esses hotspots foram, geralmente, definidos através do levantamento dos dados de atropelamento dos animais por monitoramento das autoestradas existentes (Zimmermann Teixeira *et al.*, 2017). Apesar desses estudos servirem como bons indicadores para a adoção de medidas mitigadoras a nível local, eles deixam algumas lacunas ao analisarmos o comportamento do impacto que a rodovia pode ocasionar no grau de conectividade da paisagem a nível regional (Fabrizio *et al.*, 2019).

Entretanto, os modelos de conectividade da paisagem para identificar hotspots podem ser uma boa solução para a analise de paisagens numa escala bem maior, porque contextualizam os locais de travessia de animais com os seus movimentos e fluxos não apenas nas autoestradas, mas também em áreas distantes das autoestradas (Zeller, Wattles and Destefano, 2020).

Uma ferramenta de modelo de conectividade da paisagem que vem sendo muito utilizada é o software de código aberto Circuitscape (Dickson *et al.*, 2019). Ele é usado para compreender como as características da paisagem influenciam os caminhos de movimento individuais (Dickson *et al.*, 2019). Esse software se baseia na teoria do circuito elétrico o qual incorpora diversos caminhos de percursos aleatórios e não apenas um caminho ou corredor de menor custo, e trabalha com nós de habitat em conjunto com uma superfície de resistência, para dessa forma calcular o custo relativo de movimentação por toda a paisagem (McRae *et al.*, 2008; Dickson *et al.*, 2019).

A utilização do software Circuitscape com a abordagem da teoria do circuito elétrico é adequado para analisar a conectividade funcional das paisagens em um território de grande extensão com baixo custo (McRae *et al.*, 2008; Boyle, Litzgus and Lesbarrères, 2017; Dickson *et al.*, 2019). Isso pode auxiliar no estudo direcionado de movimento e trazer implicações para a conservação e restauração de corredores de habitat (McRae *et al.*, 2008; Boyle, Litzgus and Lesbarrères, 2017; Dickson *et al.*, 2019).

1.7. Objetivos

Esta investigação apresenta como objetivo: (1) analisar a interferência da presença e da construção de autoestradas à conectividade funcional das paisagens para os anfíbios do Peloponeso na Grécia; (2) identificar áreas que são prioritárias para manter a conectividade global da paisagem das espécies de anfíbios estudadas, tanto próximas às autoestradas, quanto distantes a essas; (3) fornecer subsídios aos tomadores de decisão na identificação das áreas mais adequadas para implantação de travessia da fauna, bem como na identificação de áreas para adoção de outras medidas que aumentem a conectividade funcional da paisagem para os anfíbios impactados pelas autoestradas existentes e futuras da região do Peloponeso;

2. Métodos

2.1. Área de estudo

Peloponeso

A região do Peloponeso possuí uma área de 21.549,6 Km² e está ligada pela Grécia continental por diversas pontes no Istmo de Corinto. Este istmo foi cortado pela construção do Canal de Corinto entre os anos de 1881 e 1893. Esse canal, com aproximadamente 6,3 Km, teve a função de encurtar a navegação entre o Golfo de Corinto e o Golfo Sarónico.

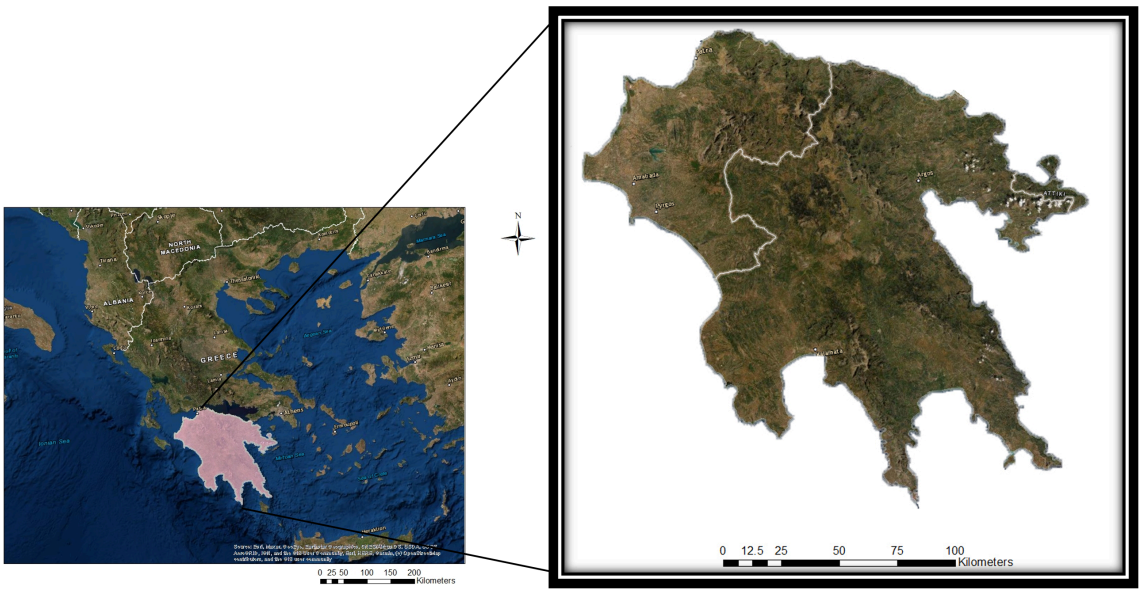


Figura 3 – Mapa da Península do Peloponeso na Grécia. Fonte: ArcGIS

A região do Peloponeso é caracterizada por apresentar uma cadeia de montanhas no seu interior e por possuir uma costa profundamente recortada. A montanha mais alta do Peloponeso é o Monte Taygetus que fica no Sul e alcança 2.407 metros altitude. Além dessa montanha, existem outras montanhas importantes, como a Cylleneno no Nordeste (2.376 metros), a Aroania no Norte (2.355 metros), a Erymanthos (2.224 metros) e a Panachaikon no Noroeste (1.926 metros), a Mainalon no centro (1.981 metros) e a Parnon no Sudeste (1.935 metros).

Esta região foi escolhida para nossa investigação porque a Grécia era um dos países com maior quantidade de dados do projeto NA2RE (New Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe). Além disso, o Peloponeso possuí uma extensão territorial de nível regional, a qual era mais adequada para o tipo de análise que havíamos definido para essa investigação. Outro ponto positivo para a escolha do Peloponeso como área de estudo foi o fato dele ser uma península

com características de ilha, por conta do seu maior isolamento do continente em decorrência da construção do Canal de Corinto, o que facilitou a análise dessa investigação por não ser necessária a definição de uma área tampão. necessário utilizar uma área tampão para análise dos dados.

2.2. Clima

Segundo a classificação de Koppen, o Peloponeso possuí um tipo de clima predominantemente mediterrâneo (classificação climática de Köppen Csa, Csb). Ele é caracterizado por verões quentes e secos e invernos amenos e úmidos. Nessa península é verificado a existência de vários microclimas, incluindo oceânicos (Köppen Cfb) nas regiões costeiras e alpinos nas altas montanhas (Köppen ET).

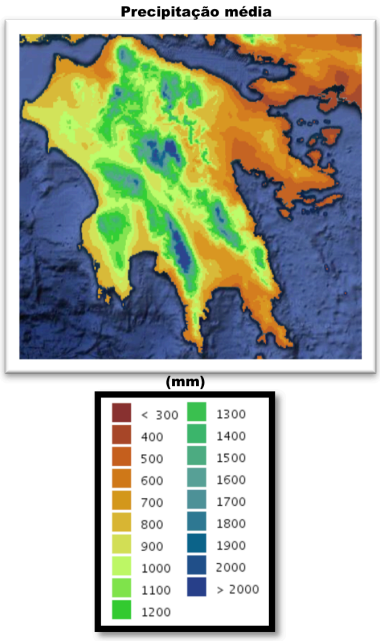


Figura 4 – Mapa de precipitação retirado do Atlas do Clima da Grécia (1971-2000). Fonte: (HNMS, 2019)

A precipitação anual do Peloponeso varia de 300 a 1.700 mm, e a temperatura média anual varia de 18,6 ° C nas partes mais quentes a 7,5 ° C nos picos mais altos (Trigas *et al.*, 2012) (dados climáticos do Serviço Meteorológico Nacional Helênico e da Fundação Nacional de Pesquisa Agrícola).

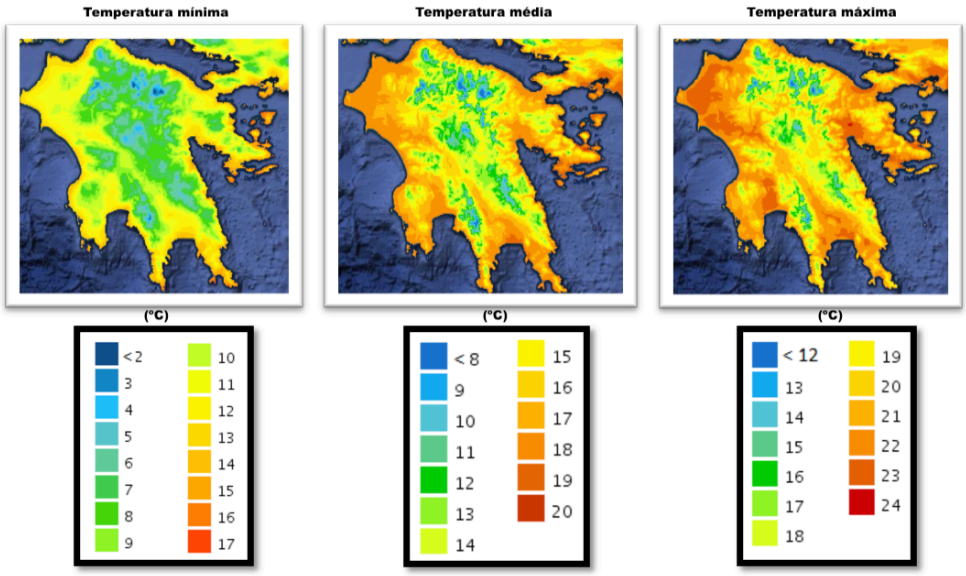


Figura 5 – Mapas de temperaturas retirados do Atlas do Clima da Grécia (1971-2000). Fonte: (HNMS, 2019)

2.3. Dados

2.3.1. Anfíbios do Peloponeso

São registadas 11 espécies de anfíbios na região do Peloponeso:

Bufo bufo, Bufo viridis complex, Hyla arborea, Rana dalmatina, Rana graeca, Ichthyosaura alpestris, Lissotriton vulgaris, Pelobates syriacus, Pelophylax epeiroticus,, Pelophylax ridibundus/bedriagae, Salamandra salamandra

Dessas 11, realizamos a analise de 6 espécies (ver tabela 1). Utilizamos os dados do projeto NA2RE (New Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe)

Tabela 1- Espécies de anfíbios do Peloponeso utilizados no estudo (NA2RE, 2014) e respetivo estatuto de conservação segundo o Livro Vermelho dos Anfíbios Europeus (IUCN, 2009) - (LC- pouco preocupante).

Ordem	Nome científico	Nome comum	Estatuto de conservação
Anura	*Bufo bufo*	Sapo-comum	LC
	Bufo viridis complex	Sapo-verde-europeu	LC
	Rana dalmatina	Rã-ágil	LC
Urodela	*Ichthyosaura alpestris*	Tritão-alpino	LC
	Lissotriton vulgaris	Tritão-comum	LC
	Salamandra salamandra	Salamandra-de-fogo	LC

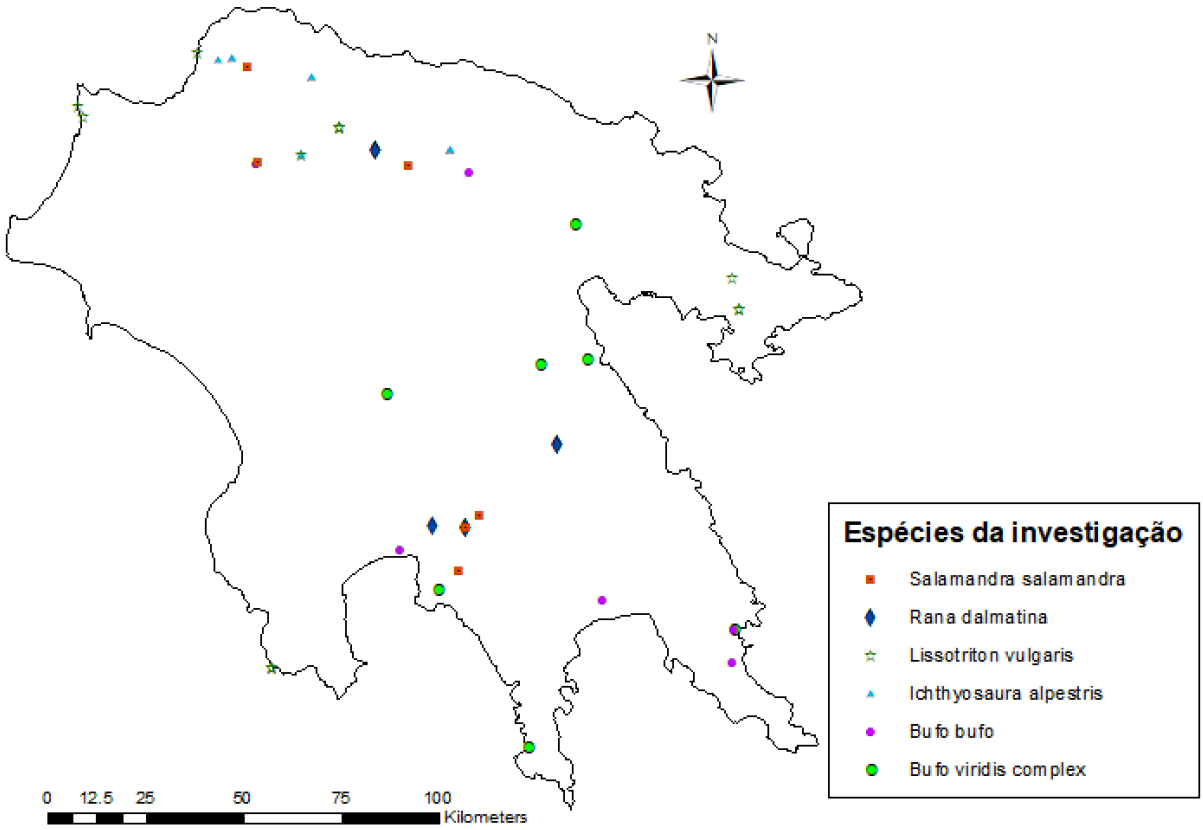


Figura 6 – Mapa de localização dos indivíduos das espécies presentes na investigação.

2.4. Modelação e cenários

2.4.1. Abordagem metodológica geral

Para analisar a interferência das autoestradas na conectividade funcional da paisagem para os anfíbios no Peloponeso, realizamos o levantamento bibliográfica da maior quantidade possível de dados físicos e biológicos da área de estudo. Dentre esses dados, selecionamos os mais apropriados para serem utilizados na análise de conectividade da paisagem usando as ferramentas GIS. Conforme a necessidade e facilidade, utilizamos tanto ferramentas disponíveis no software QGIS, como ferramentas disponíveis no software ArcGIS.

Depois de organizados os dados físicos e biológicos, foram criados cenários para realizar simulações com diferentes comprimentos de autoestradas na área de estudo. Após isso, criamos nesses cenários superfícies de resistência da paisagem ao movimento dos anfíbios. Também criamos áreas núcleos de cada espécie ou nós de habitat definidos pelas diferentes distâncias de custo dessas espécies. Dessa forma, a

junção das superfícies de resistências com os nós de habitat de cada espécie foi analisada pelo software Circuitscape seguindo os princípios da teoria do circuito eletrônico para prever a conectividade em paisagens heterogêneas (ver Figura 7).

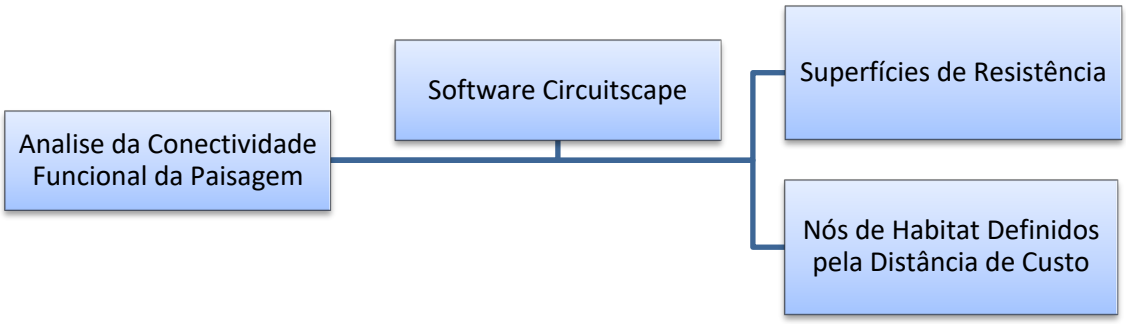


Figura 7 – Resumo esquemático do processo de analise da conectividade funcional da paisagem da investigação.

O software Circuitscape usando a teoria do circuito considera as paisagens como superfícies condutoras. A essas paisagens pode-se atribuir a suas superfícies tanto valores menores com baixa resistência, para tipos de paisagens que são mais permeáveis ao movimento, como valores maiores com alta resistência, para tipos de paisagens que funcionam como barreiras para o movimento dos animais. Com tudo isso, a conectividade funcional da paisagem para os anfíbios pode ser analisada considerando-se as resistências efetivas, fluxo de corrente e tensões calculadas através das paisagens de forma simultânea.

2.4.2. Simulação de diferentes cenários

Simulamos 3 diferentes cenários de uso/ocupação do solo para verificar as mudanças na conectividade funcional da paisagem para cada espécie do estudo de acordo com o aumento ou diminuição da quantidade de autoestradas no território do Peloponeso. O primeiro cenário corresponde a situação original encontrada no mapa de uso/ocupação do solo fornecido pelo projeto CORINE Land Cover 2018 do Programa Copernicus. O segundo e o terceiro cenários também tiveram como base os dados do projeto CORINE Land Cover 2018, mas manipulamos os dados nas áreas onde ocorrem autoestradas. No segundo cenário, foram retiradas todas as autoestradas da área de estudo, enquanto no terceiro cenário, foram adicionadas mais autoestradas no território.

No caso das duas situações hipotéticas, não utilizamos qualquer informação de futuros projetos rodoviários gregos para nossa área de estudo. Essas manipulações foram apenas para fins experimentais de análise da interferência das autoestradas na conectividade funcional da paisagem para as espécies de anfíbios. Entretanto, no cenário hipotético de aumento das autoestradas, usamos como referência os caminhos traçados por rodovias nacionais já

existentes, por serem áreas mais propicias a implantação de autoestradas. Além disso, utilizamos os traçados das rodovias nacionais existentes que estavam mais próximas da maior concentração de dados de pontos de localização de anfíbios usados nessa investigação.

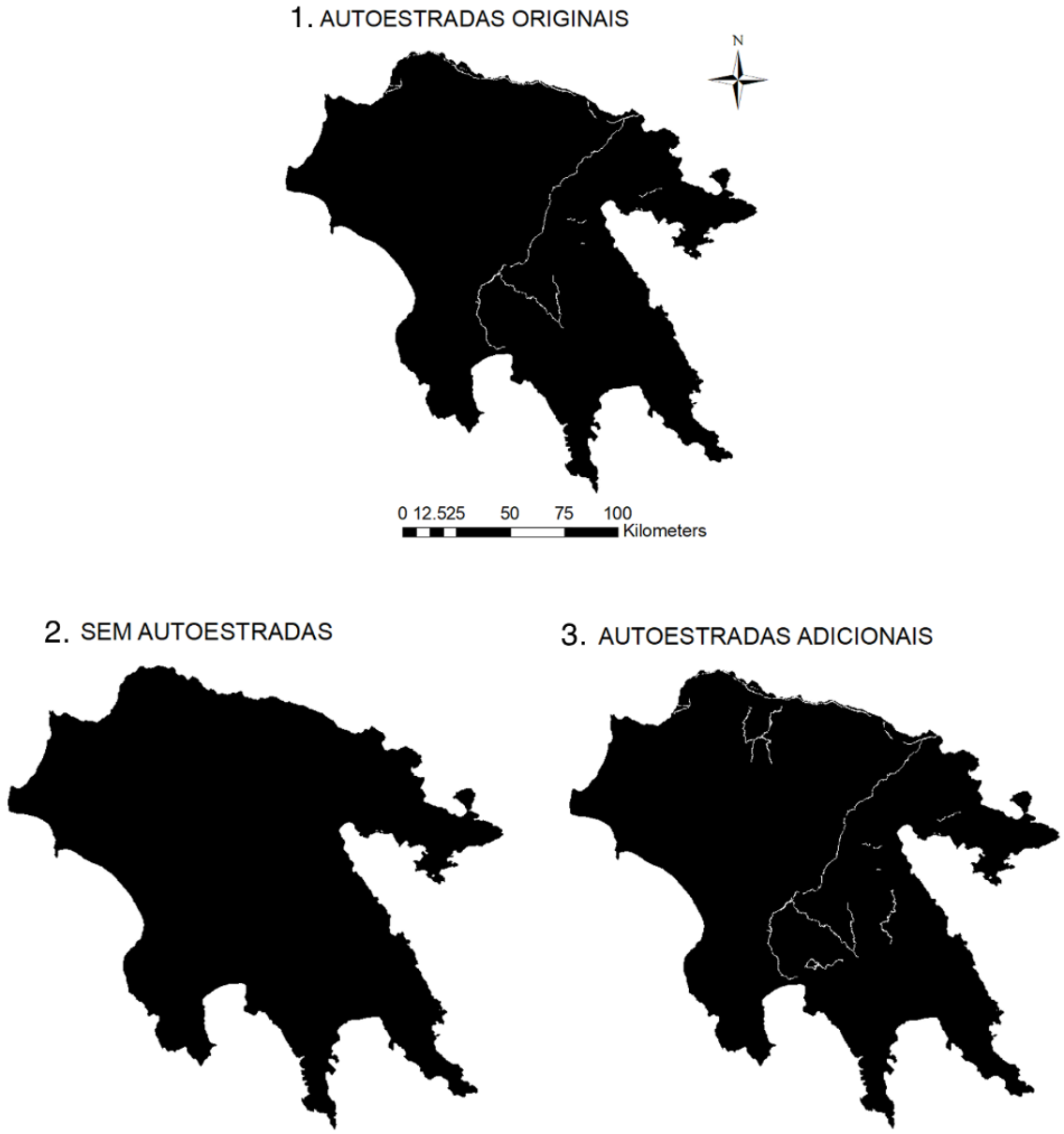


Figura 8 – Mapas do Peloponeso com 3 diferentes cenários de autoestradas.

No Cenário 1 (Cenário original), existem aproximadamente 600 Km de extensão de autoestradas. Na situação hipotética do cenário 3, foram adicionadas aproximadamente 240 Km de comprimento aos já 600 Km de autoestradas originais. Dessa forma, o cenário 3 ficou com aproximadamente 840 Km de extensão de autoestradas.

Os diferentes cenários começaram a ser criados usando-se como base o mapa RASTER de uso/ocupação do solo do Peloponeso com uma resolução de 100 x 100 metros baixados do website do projeto CORINE Land Cover 2018 do Programa Copernicus (ver Figura 9). Cada pixel de 100 x 100 metros possuí um valor que define a classe de uso do solo o qual aquele terreno pertence.

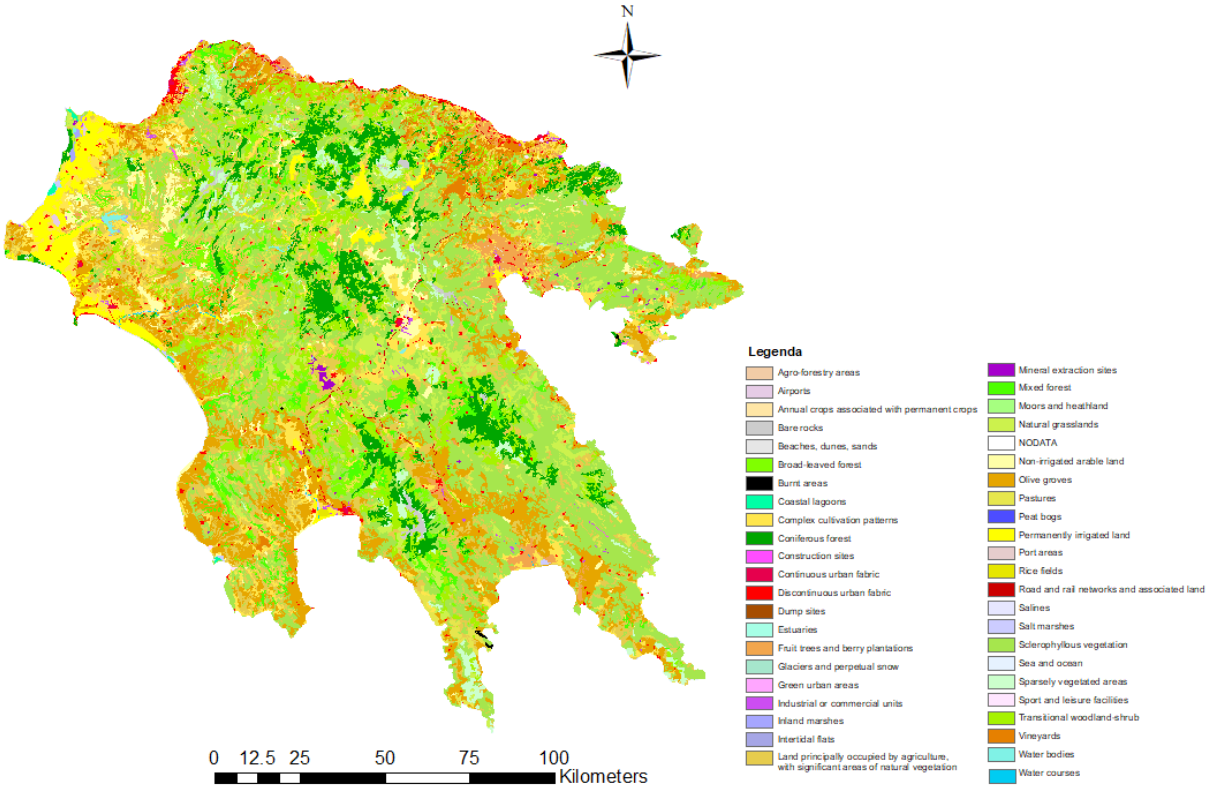


Figura 9 – Mapa original de uso/ocupação do solo CORINE Land Cover 2018.

O mapa raster original CORINE Land Cover 2018 serviu como base para a produção do Cenário 1, pois ele estabelece a conformação atual de distribuição dos diversos usos/ocupações do solo no Peloponeso. A partir dele utilizamos o pluging do QGIS ThRasE (Luca Congedo, 2015) para a criação dos Cenários 2 e 3 (ver Figura 10).

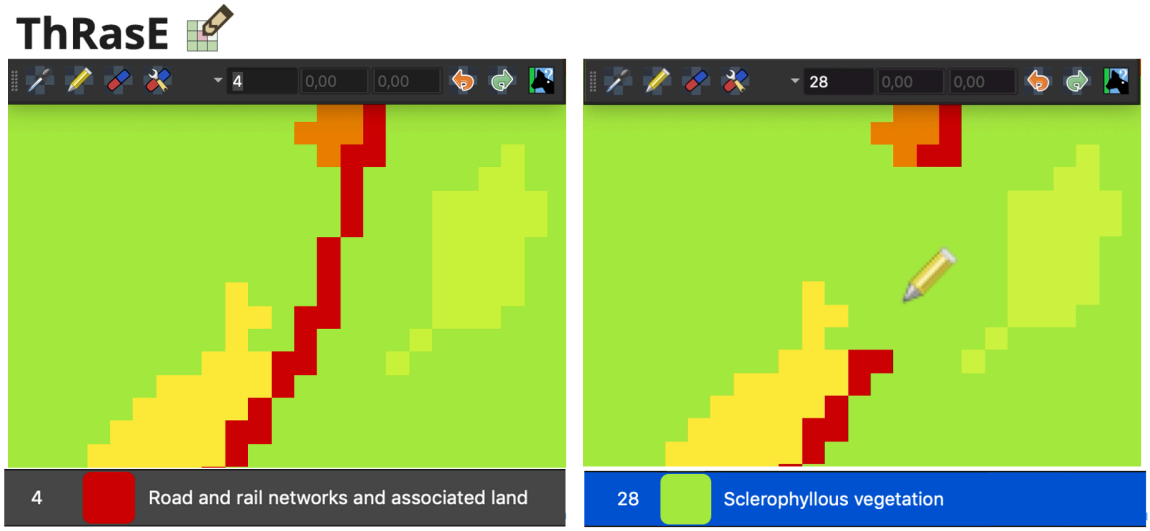


Figura 10 – Plugin ThRase a realizar a transformação dos pixels do mapa raster original para se adequar ao Cenário 2 e Cenário 3.

Como para o cenário 2 o objetivo era retirar todas as autoestradas da área de estudo, mudamos os pixels que correspondiam as autoestradas para um valor de pixel correspondente ao da paisagem mais próxima da autoestrada. No caso particular do nosso estudo, mudamos o valor do pixel 4 estabelecido pelo mapa CORINE Land Cover 2018 para o valor pixel da paisagem mais próxima.

Já para o cenário 3, como nosso objetivo era simular o acréscimo de mais autoestradas as já existentes na região do Peloponeso, mudamos os pixels de diversas paisagens do mapa original para o pixel 4 das autoestradas. Para isso, utilizamos um mapa vetorial de estradas nacionais já existentes como referência para modificar justamente os pixels das paisagens que eram intercetadas por esses vetores.

2.4.3. Criação dos modelos de adequação de habitat

A criação de modelos de adequação de habitat foi baseada na consulta da literatura e na opinião de especialista. O procedimento requer que um biólogo atribua um peso a cada fator e uma pontuação de aptidão de habitat para cada classe dentro de um fator. As pontuações de adequação para todos os fatores de habitat são então combinadas para formar um único mapa de adequação de habitat com uma pontuação de adequação para cada pixel.

Para estabelecer os níveis de resistência do solo ao movimento, utilizamos como parâmetros de permeabilidade os dados do estudo (Jeliazkov *et al.*, 2019) que utilizou como base 10 outros estudos anteriores. Depois confrontamos essas informações com a opinião de um especialista e criamos uma tabela com 6 níveis de resistência do solo ao movimento dos anfíbios (ver Tabela 2).

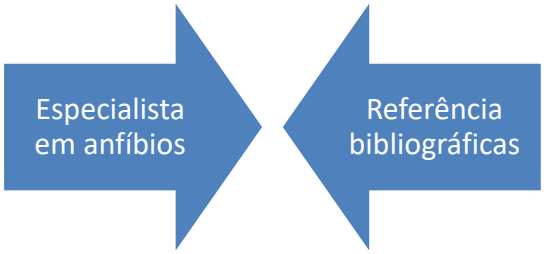


Figura 11 – Confronto entre as informações da opinião de um especialista com as referências bibliográficas.

A métrica para fatores de habitat pode ser categórica (tipos de cobertura do solo, classes topográficas) ou contínua (declive percentual, distância de um tipo de cobertura ou estrada). Preferimos utilizar apenas a métricas categóricas de tipos de cobertura do solo pois dessa forma limitamos o número de classes com base na compreensão biológica. A cobertura do solo costuma ser o fator mais importante nos modelos de habitat de muitas espécies.

Estabelecemos 6 níveis de resistência do solo ao movimento dos anfíbios:

Tabela 2- Valores dos níveis de resistência do solo estabelecidos na investigação.

Níveis de Resistência do Solo	**Valores de Resistência**
Baixíssima	1
Baixa	5
Média	10
Alta	20
Altíssima	45
Impermeável	NoData

Transformamos as classes de uso e ocupação do solo estabelecidos pelo CORINE que ocorrem no Peloponeso para esses 6 níveis de resistência (ver Tabela 3)

Tabela 3- Valores pixels do mapa de uso/ocupação do solo CORINE Land Cover 2018 convertidos para valores dos níveis de resistência de movimento.

PIXEL	Classes de uso do solo CORINE Land Cover 2018	Resistência
1	Continuous urban fabric	NoData
2	Discontinuous urban fabric	NoData
3	Industrial or commercial units	NoData
4	Road and rail networks and associated land	NoData
5	Port areas	NoData
6	Airports	NoData
7	Mineral extraction sites	NoData
8	Dump sites	NoData
9	Construction sites	NoData
10	Green urban areas	45
11	Sport and leisure facilities	NoData
12	Non-irrigated arable land	45
13	Permanently irrigated land	20
14	Rice fields	10
15	Vineyards	20
16	Fruit trees and berry plantations	10
17	Olive groves	10
18	Pastures	10
19	Annual crops associated with permanent crops	45
20	Complex cultivation patterns	45

21	Land principally occupied by agriculture with significant areas of natural vegetation	5
22	Agro-forestry areas	5
23	Broad-leaved forest	5
24	Coniferous forest	5
25	Mixed forest	5
26	Natural grasslands	10
27	Moors and heathland	1
28	Sclerophyllous vegetation	5
29	Transitional woodland-shrub	5
30	Beaches - dunes - sands	NoData
31	Bare rocks	20
32	Sparsely vegetated areas	20
33	Burnt areas	NoData
34	Glaciers and perpetual snow	NoData
35	Inland marshes	1
36	Peat bogs	1
37	Salt marshes	NoData
38	Salines	NoData
39	Intertidal flats	NoData
40	Water courses	5
41	Water bodies	1
42	Coastal lagoons	NoData
43	Estuaries	NoData
44	Sea and ocean	NoData
48	NODATA	NoData

Não utilizamos o modelo de elevação porque não encontramos para todas as espécies do estudo os dados da literatura dizendo em qual faixa de elevação elas ocorrem.

2.4.4. Modelagem das superfícies de resistência da paisagem

As superfícies de resistência de paisagem são produzidas em camadas de dados raster espacialmente explícitas. De acordo com às características da paisagem, essas superfícies recebem um valor de resistência com um grau de variável o qual pode facilitar ou dificultar o movimento (Zeller, McGarigal and Whiteley, 2012; Peterman *et al.*, 2019).

Foi atribuído a cada célula de 100 x 100 metros um valor de resistência, onde valores baixos indicam tipos de cobertura que são facilmente permeáveis (fácil movimentação) e valores altos indicam baixa permeabilidade (por exemplo, alto custo energético, alta mortalidade ou alta capacidade de evitar) para anfíbios.

Para transformar esses valores em uma célula de resistência estabelecida, utilizamos a ferramenta de análise espacial Reclassify do ArcGIS para criação das superfícies de resistência dos diferentes cenários.

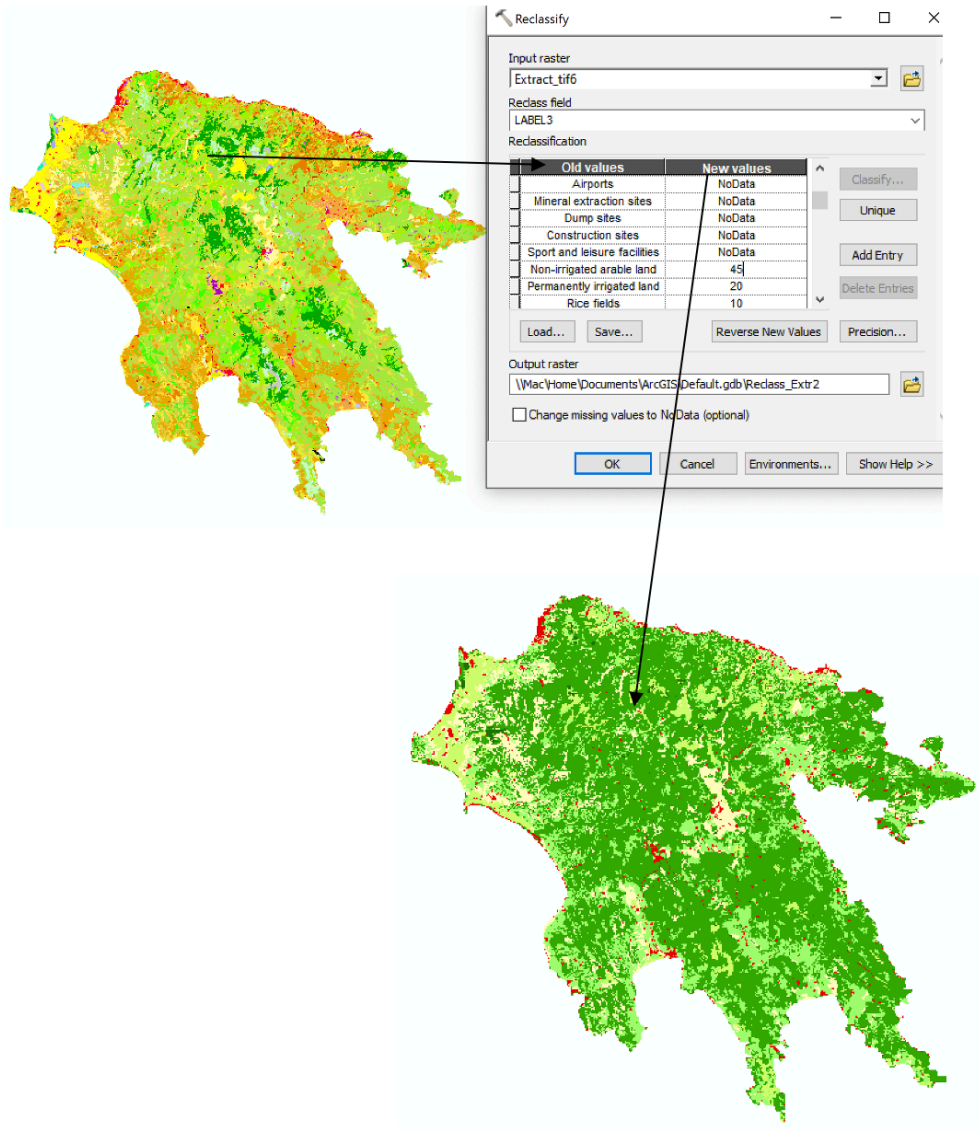


Figura 12 – Criação da superfície de resistência utilizando a ferramenta de análise espacial Reclassify do ArcGIS.

2.4.5. Modelagem da adequação de habitat

Utilizamos o software ArcGIS para criamos áreas núcleos de cada espécie, os quais representam os nós de habitats. A dimensão desses nós de habitats levam em consideração as diferentes capacidades dispersivas das espécies desse estudo. Para delimitação da área desses nós de habitats, utilizamos a ferramenta Cost Allocation do ArcGIS (ver Figura 13). Para isso, alimentamos essa ferramenta com os dados de localização de cada animal, com os dados da distância máxima de migração de cada espécie dessa investigação (ver Tabela 04) e com o mapa de superfície de resistência produzidos na fase anterior (ver Figura 12). Dessa forma, a ferramenta Cost Allocattion produziu mapas com os nós de habitats de cada espécie, de acordo com o poder de dispersão de cada uma delas.

Os dados de presença georreferenciados dos anfíbios foram fornecidos pelo projeto NA2RE (Sillero *et al.*, 2014) e foram coletados por colaboradores de forma aleatória. Já os dados de movimento dos anfíbios foram fornecidos pela *A database of life-history traits of European amphibians* (Trochet *et al.*, 2014).

Tabela 04 – Dados da distância máxima de migração das espécies presentes do estudo. Fonte: (Trochet *et al.*, 2014b)

Espécies	Distância máxima de migração
Bufo bufo	4000,00
Bufo viridis complex	10000,00
Ichthyosaura alpestris	1000,00
Lissotriton vulgaris	866,00
Rana dalmatina	1700,00
Salamandra salamandra	30,00

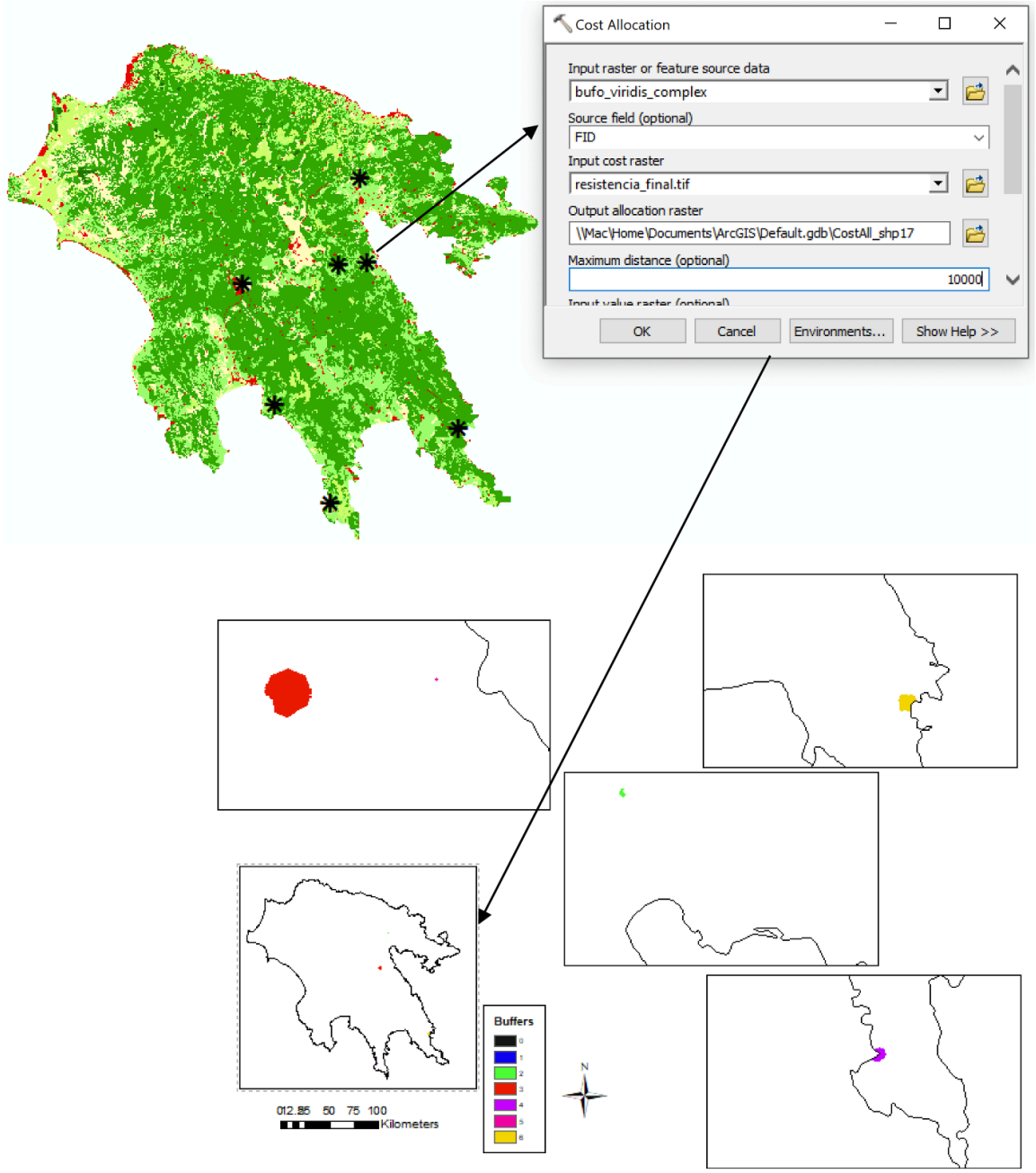


Figura 13 – Criação dos nós de habitat de cada espécie utilizando a ferramenta de análise espacial Cost Allocation do ArcGIS.

2.4.6. Análise com o software Circuitscape

O cálculo de conectividade da paisagem do componente experimental dessa investigação foi realizado pelo software Circuitscape. Esse software usa conceitos e métricas da teoria do circuito elétrico para quantificar em uma paisagem o movimento, e trabalha com nós de habitat em conjunto com uma superfície de resistência, para dessa forma calcular o custo relativo de movimentação por toda a paisagem, o qual incorpora diversos caminhos de percursos aleatórios (McRae *et al.*, 2008; Dickson *et al.*, 2019).

Nesse software, a teoria do circuito relacionou a conectividade ecológica a conectividade elétrica: o fluxo de corrente é maior quando existem mais e maiores condutores conectando dois nós elétricos, assim como mais e maiores nós de habitats conectando populações permitem maior movimento entre eles. O Circuitscape analisou o mapa raster da paisagem que foi codificada por uma resistência atribuída a cada pixel de acordo com as características da paisagem. Dessa forma, a probabilidade relativa de movimento através de cada tipo de habitat foram proporcionais aos valores de condutância de cada pixel raster. Isso significa que a paisagem foi convertida em um gráfico no Circuitscape, onde cada pixel foi representada por um unidade de condutância no gráfico (McRae *et al.*, 2008).

Essa ferramenta informatizada interpretou a paisagem como uma placa de circuito elétrico, onde os padrões de movimento dos animais pela paisagem foram comparados ao movimento da eletricidade pela placa. O movimento de ambos foi realizado com preferência pelo caminho de menor resistência, sem no entanto ocorrer uma aversão absoluta aos caminhos com maior resistência (McRae *et al.*, 2008; Koen *et al.*, 2014; Boyle, Litzgus and Lesbarrères, 2017)

A previsão e identificação dos corredores de dispersão foram medidos pelo movimento líquido através dos pixels do mapa raster de resistência. Os corredores de paisagem foram então identificados pela densidade de corrente, onde a alta corrente através de um pixel ou grupo desses determinou uma maior importância da área que eles representam para a conectividade da paisagem (McRae *et al.*, 2008).

Foram gerados mapas rasters com resolução de 100x100 metros mostrando as diferentes correntes ao longo da paisagem. Quanto maior o valor da corrente, maior o volume de movimento previsto (ou seja, pontos de acessos) em relação ao resto do mapa. Quanto menor a corrente, menor volume de movimento previsto (ou seja, pontos frios) (Boyle, Litzgus and Lesbarrères, 2017).

Esses pontos com maior corrente que são intercetados pelas autoestradas sugerem locais mais apropriados para a adoção de medidas mitigadoras. Essas medidas podem ser tanto no sentido de evitar o atropelamento da espécie analisada, como o de instalar mecanismos que possibilitem a travessia desses animais pela autoestrada em segurança.

Para uma melhor interpretação dos mapas, reproduzimos esses mapas no ArcGIS usando a simbologia com a configuração “Stretch” - Standard Deviations, conforme sugestão do (Circuitscape, 2012). Escolhemos como cores de representação a cor de fundo azul escuro para as áreas de menor corrente, a cor vermelha para as áreas com volume de corrente intermediária e a cor amarela para as áreas de maior corrente.

Nessa configuração estabelecida, as cores que representam maior corrente (amarela e vermelha) quando aparecem intercetadas pelas autoestradas sinalizam um hotspot de conectividade da paisagem. Essas áreas identificadas são os chamados *pinch-points*. Eles são pontos da paisagem onde ocorre a canalização do movimento, ou o afunilamento do habitat da espécie e que possuem grande importância na ligação do habitat como um todo (Circuitscape, 2012).

3. Resultados

As comparações das interferências das autoestradas na conectividade funcional da paisagem para as espécies do estudo nos diferentes cenários estão presentes neste item 3. Já os resultados representados de forma pormenorizada encontram-se no item 7 (Apêndices) desse estudo.

3.1. Cenário 1 – Paisagem original

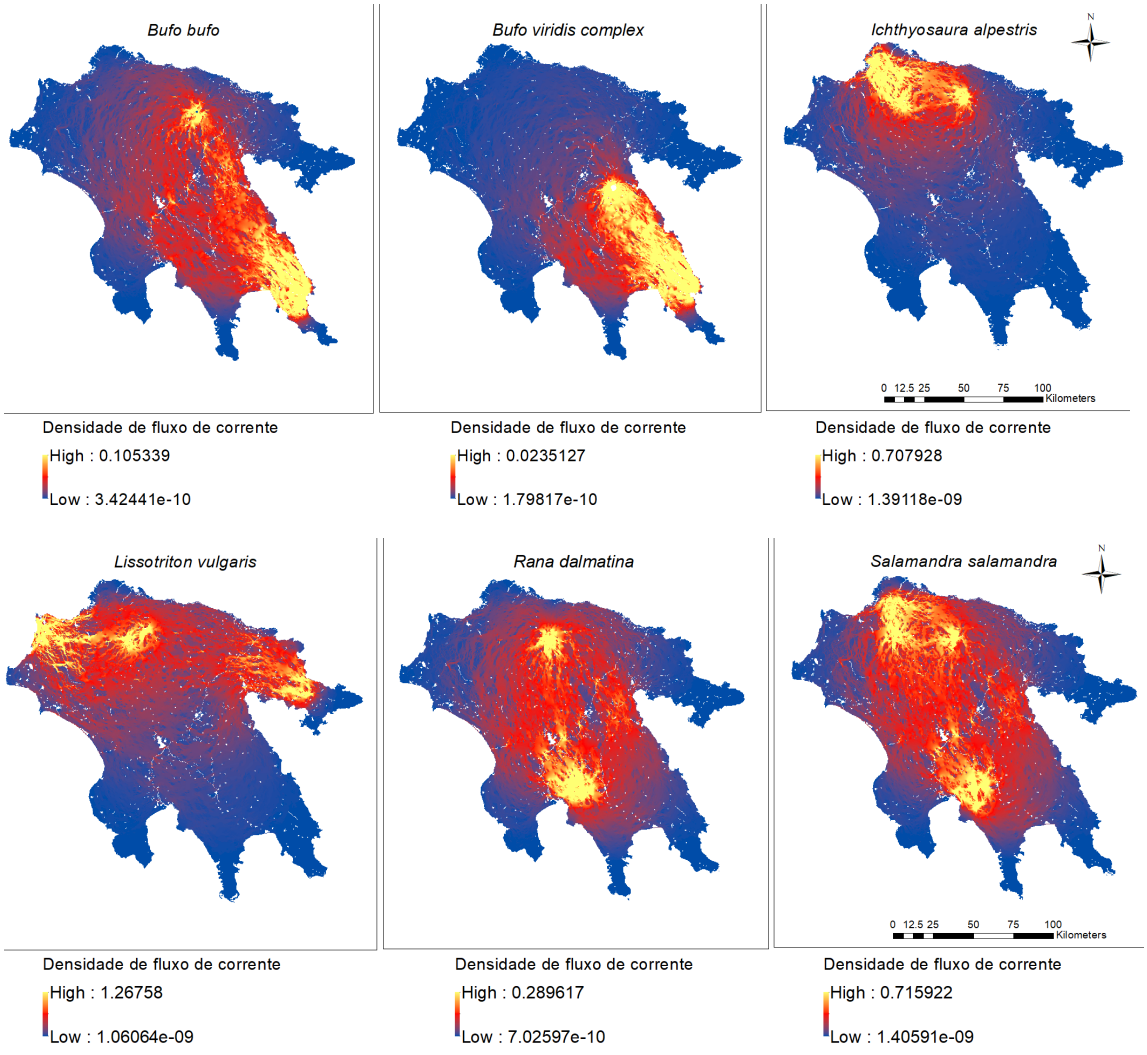


Figura 14 – Comparação da conectividade da paisagem para as espécies no cenário 1 – paisagem original.

Os resultados demonstraram uma maior influencia das autoestradas que atravessam o interior do Peloponeso do que as autoestradas que ficam mais próximas do litoral. Essa constatação serviu para todas as espécies do estudo. Isso pode ser explicado pelo pouco espaço entre as autoestradas próximas do litoral e o mar. Além disso, a própria característica dos anfíbios de pouca tolerância a ambientes salinos torna esses locais mais impermeáveis ao movimento desse grupo de animais. Dessa forma, as

autoestradas localizadas próximas ao litoral não apresentam um grande impacto fragmentador da paisagem para as populações das espécies do estudo a nível regional. No entanto, algumas áreas são mais propicias a mortalidade por atropelamento e exigiriam algumas medidas mitigadoras (ver Figura 14).

As espécies *Bufo bufo*, *Rana dalmatina* e *Salamandra salamandra* possuem mais áreas importantes para conectividade da paisagem intercetadas pelas autoestradas existentes. Também merece maior atenção a região Nordeste do Peloponeso para a espécie *Lissotriton vulgaris*, onde foi identificada muitos pontos importantes afetados pela autoestrada. Já as espécies *Bufo viridis complex* e *Ichthyosaura alpestris* sofreram pouca influência das autoestradas existes nas suas áreas importantes de conectividade nesses resultados (ver Figura 14).

3.2. Cenário 2 – Paisagem sem autoestradas

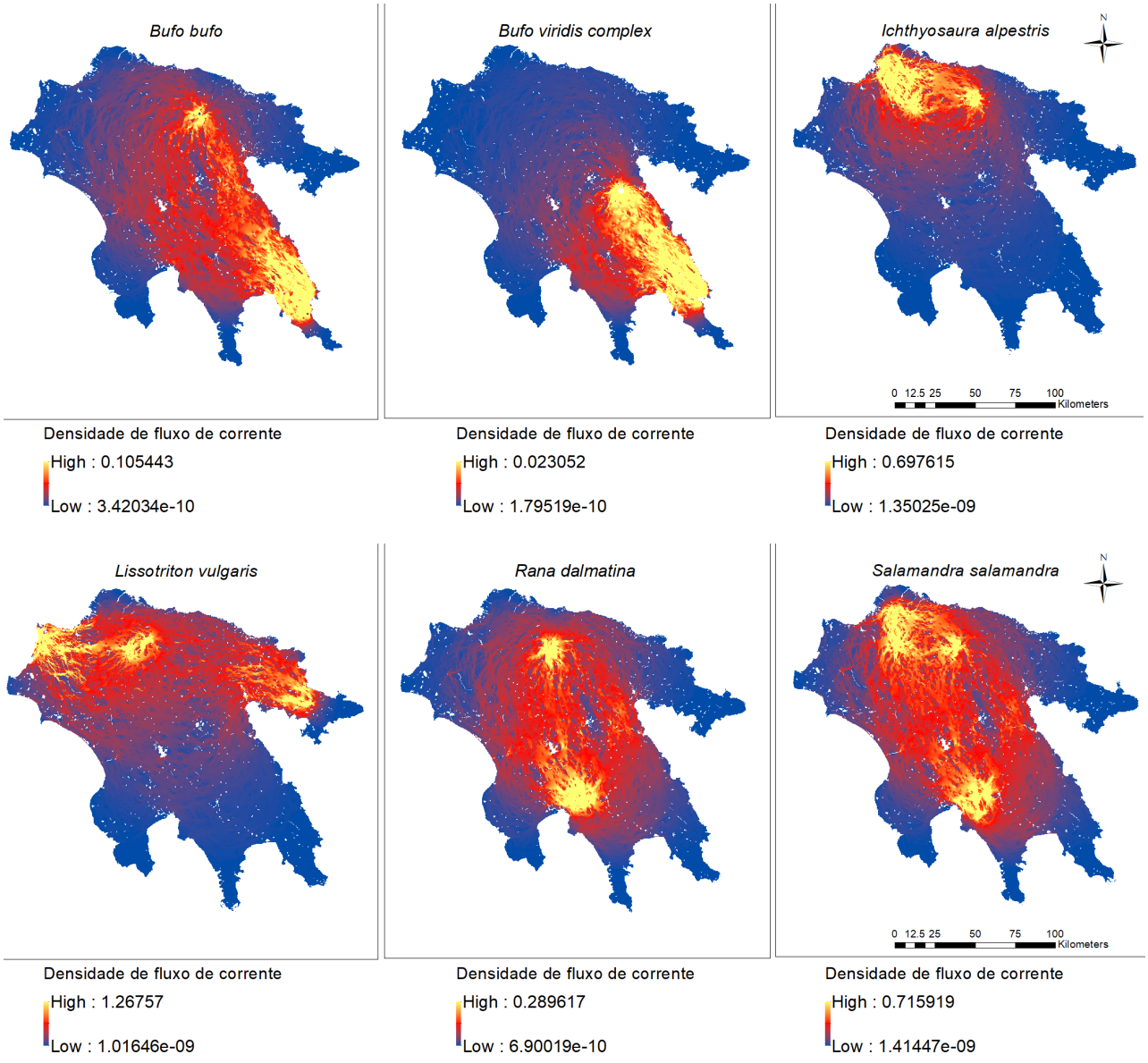


Figura 15 – Comparação da conectividade da paisagem para as espécies no cenário 2 – paisagem sem autoestrada.

A analise desse cenário sem autoestradas serviu como parâmetro comparativo dos efeitos provocados pelas autoestradas contidas no cenário 1 e 3. Como o estudo foi realizado em grande escala espacial, os impactos da presença das autoestradas na paisagem são melhor percebidos quando analisamos a imagem numa escala menor. Por exemplo, nessas imagens comparativas do cenário 2 (sem autoestradas) com o cenário 3 (com mais autoestradas) é possível perceber a forte interferência que a nova rodovia provoca na conectividade funcional da paisagem para a espécie *Bufo viridis complex* (ver Figura 16).

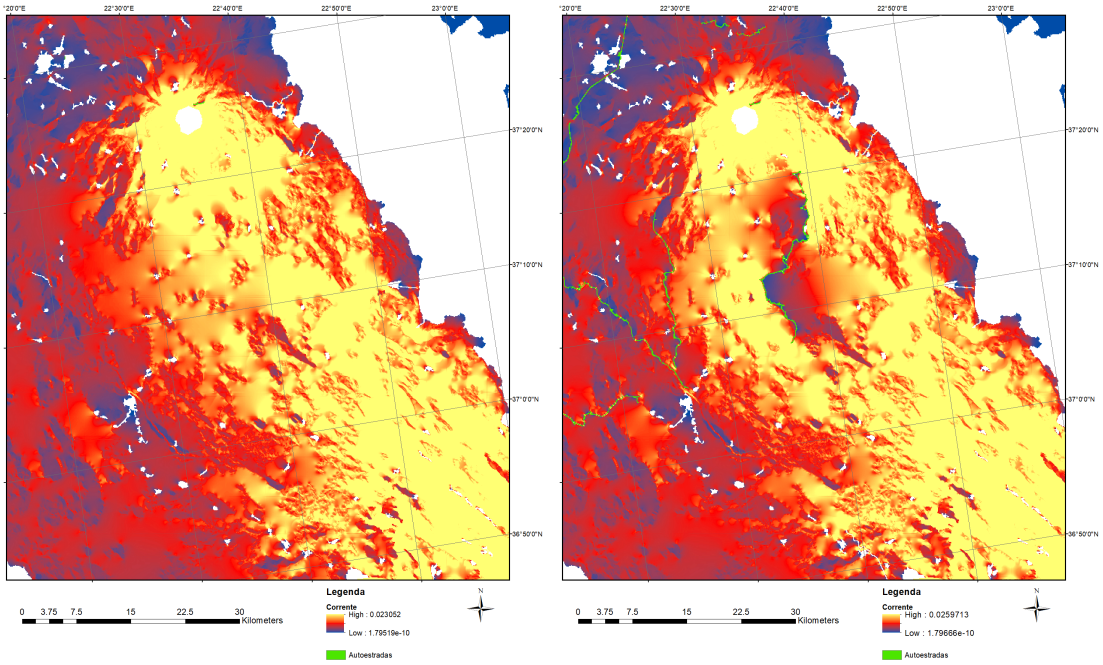
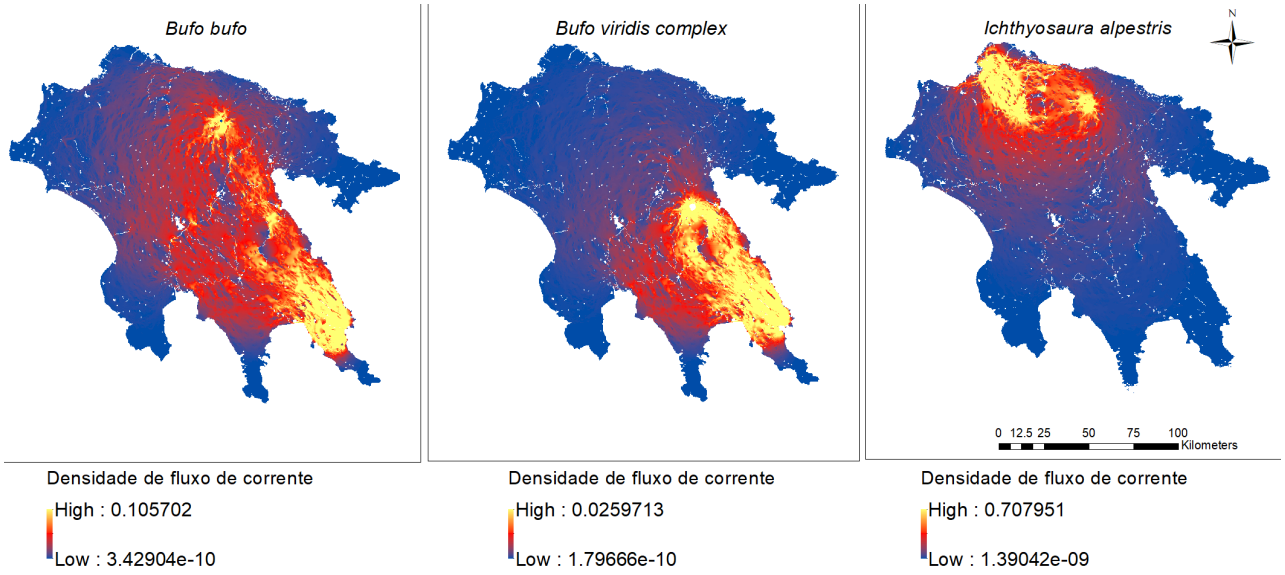


Figura 16 – Comparação da conectividade da paisagem para a espécie *Bufo viridis complex* no cenário 2 (paisagem sem autoestrada) e cenário 3 (paisagem com mais autoestradas)

3.3. Cenário 3 – Paisagem com mais autoestradas



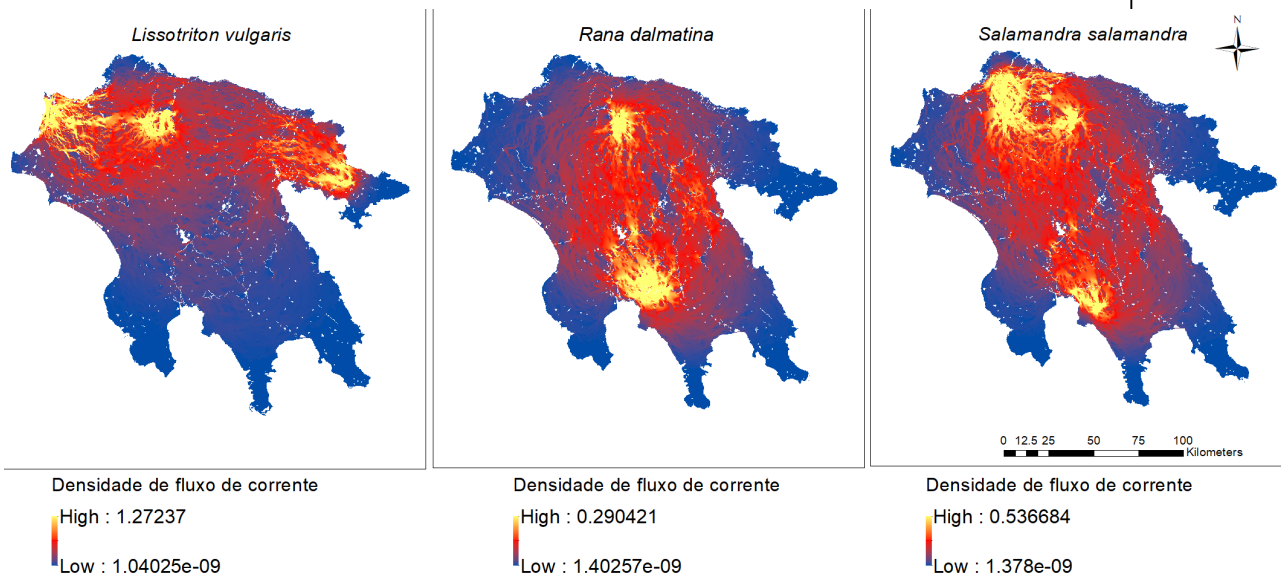


Figura 17 – Comparação da conectividade da paisagem para as espécies no cenário 3 – paisagem com mais autoestradas.

Para nossos resultados, a construção das autoestradas hipotéticas desse estudo pode afetar mais ou menos as espécies de anfíbios dessa investigação no Peloponeso. Isso pode depender muito de qual região seria construída a autoestrada. Na região Norte, as espécies mais impactadas seriam: *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris*, *Rana dalmatina* e *Salamandra salamandra*. Já na região Sul, as espécies mais impactadas seriam: *Bufo bufo*, *Bufo viridis complex*, *Rana dalmatina* e *Salamandra salamandra* (ver Figura 17).

4. Discussão

A modelação desse estudo demonstrou que as autoestradas existentes interferem e as autoestradas hipoteticamente criadas interfeririam de forma significativa na conectividade funcional da paisagem para as espécies de anfíbios do Peloponeso. Essa interferência é maior se as autoestradas estiverem atravessando o interior da península do Peloponeso.

Na situação atual, as autoestradas existentes no Peloponeso interferem mais na conectividade funcional da paisagem para as espécies: *Bufo bufo*, *Rana dalmatina*, *Salamandra salamandra* e *Lissotriton vulgaris*. Já na situação hipotética, a qual adicionamos novas autoestradas, todas as espécies analisadas sofreriam grande interferência da conectividade funcional da paisagem por parte das autoestradas.

Em alguns casos, a acurácia da análise de áreas com pouca extensão com o Circuitscape pode ser um pouco prejudicada (Boyle, Litzgus and Lesbarrères, 2017). Isso ocorre porque o software Circuitscape não analisa as conexões na diagonal do pixel do mapa raster, apenas na perpendicular. Tendo isso em consideração, é importante examinar a forma com que as autoestradas estão sendo representadas no mapa raster, pois isso pode influenciar o software Cirtcuitscape a direcionar o fluxo de corrente para pixels que não criam uma barreira tão forte como a de outros pixels que estão mais próximos.

Esse tipo de equívoco pode acontecer, por exemplo, no caso de trechos de curvas de autoestrada, pois vários pixels em forma de quadrado não conseguem representar de forma homogénea uma curvatura. Dessa forma, os espaços entre um pixel e outro, no caso de uma curva, acabam representando uma área mais permeável ao movimento para o software, e ele interpreta isso como um funil de corrente.

Entretanto, a medida em que a análise é realizada em mapas rasters com a resolução maior, maior será a acurácia do software Circuitscape para identificar os pontos de funil. Além disso, a influência de alguns poucos pixels é insignificativa ao se analisar a conectividade da paisagem a nível regional utilizando-se de milhões de pixels numa grande extensão territorial. Dessa forma, a metodologia da teoria do circuito pode dar uma boa resposta de hierarquização de problemas e de prioridades a um nível regional. Com relação a adoção efetiva de medidas mitigadoras em um determinado local da autoestrada, outras metodologias, como a identificação de hotspots por taxa de atropelamento, podem ser complementares para a decisão.

Nessa investigação, tentamos realizar a análise de interferência das autoestradas para as 11 espécies de anfíbios registadas no Peloponeso, entretanto isso não foi possível por dois motivos. O primeiro é porque não encontramos dados disponíveis relacionados a dispersão para as espécies *Pelobates syriacus*, *Pelophylax epeiroticus* e *Pelophylax ridibundus/bedriagae,* e isso inviabilizou a produção dos nós de habitats ou áreas núcleos dessas espécies. O segundo motivo foi porque no caso das espécies *Hyla arborea* e *Rana graeca*, apesar de existirem dados de dispersão disponíveis, ao tentarmos analisar essas duas espécies no software Circuitscape, ele não gerou os mapas cumulativos de conectividade da paisagem, apenas mapas intermediários que não poderiam ser comparados com os resultados dos mapas cumulativos das demais espécies.

Os mapas gerados de conectividade funcional da paisagem para as espécies de anfíbios do Peloponeso são de grande extensão territorial. Isso ajuda a realizar uma melhor análise das áreas mais importantes para a priorização de esforços e de utilização de recursos financeiros na adoção e instalação de medidas mitigadoras de impactos das autoestradas.

Apesar dos mapas produzidos nesse estudo de conectividade da paisagem serem de grande extensão territorial, eles possuem uma boa resolução de imagem de 100 x 100 metros, que possibilita, também, a interpretação a nível local dos trechos das autoestradas que necessitariam uma maior atenção. Entretanto, no caso efetivo da escolha para a adoção de medidas mitigadoras, é extremamente recomendado usar em consideração também fatores de conectividade estrutural como base na tomada da decisão mais apropriada. Além disso, a comparação desse estudo com outros estudos futuros na mesma área que utilizam outras metodologias para determinação dos hotspots de autoestradas para anfíbios seriam de grande valor para verificar a acurácia das diferentes metodologias.

Para esse segundo motivo, tentamos realizar a análise por diversas vezes sem obter êxito. Talvez, por serem, justamente, essas duas espécies as que possuíam uma quantidade muito maior de pontos, elas exigiram um esforço maior de cálculos. Dessa forma, alguma limitação computacional, a qual não conseguimos identificar, pode ter impossibilitado a produção final dos mapas acumulativos de conectividade da paisagem para essas espécies.

Por isso, seria aconselhável a realização de estudos futuros de interferência das autoestradas na conectividade funcional da paisagem abrangendo todas as espécies de anfíbios do Peloponeso. Para isso, seria necessário a produção de informações sobre o movimento de dispersão das espécies *Pelobates syriacus*, *Pelophylax epeiroticus* e *Pelophylax ridibundus/bedriagae*. Além disso, seria necessário um maior esforço no

sentido de ultrapassar as limitações computacionais para realização dos cálculos de conectividade da paisagem para as espécies *Hyla arborea* e *Rana graeca*.

Esta investigação é a primeira que utilizou o software Circuitscape para prever a interferência que as autoestradas podem ocasionar na conectividade funcional da paisagem para os anfíbios antes dessas serem construídas. A utilização desse tipo de modelação e ferramenta de interpretação do ambiente físico e do comportamento de movimentação e dispersão dos animais poderá tornar mais eficiente o planeamento e a implementação de medidas mitigadoras, de modo que diminua o impacto à fauna, bem como proporcione a economia de recursos financeiros (Rudnick *et al.*, 2012; Boyle, Litzgus and Lesbarrères, 2017; Van der Grift *et al.*, 2017). Além disso, poderá ajudar na diminuição da fragmentação da paisagem para os anfíbios provocadas pelos seres humanos, a qual é uma das principais causas do rápido declínio das populações desse grupo de animais (Gardner and Gardner, 2001; Collins and Storfer, 2003; Kats and Ferrer, 2003; Benayas *et al.*, 2006).

5. Conclusão

Esse estudo mostrou em uma ótica de conectividade funcional da paisagem em nível regional as interferências que as autoestradas podem exercer dependendo das espécies de anfíbio analisadas. Isso foi realizado com a maior busca possível de dados sobre a movimentação de cada espécie. Também o mapa raster de uso e ocupação utilizado, que serviu de base para a produção da superfície de resistência, possuí uma boa resolução de imagem para uma escala regional, além disso ele está relativamente bem atualizado (2018) com relação a data de analise (2020).

Uma grande vantagem desse estudo, com relação a gerar informações para dar suporte a adoção de medidas mitigadoras de atropelamento de fauna e melhoria da conectividade da paisagem para as espécies animais, é que utilizou cenários de paisagens anteriores a instalação das autoestradas. A grande maioria dos estudos são realizados com a análise em cima de autoestradas já existentes, com a metodologia de identificação dos hotspots de atropelamento dos animais. No caso do planeamento de novas autoestradas, não é possível realizar o levantamento de dados para esse tipo de metodologia de hotspots de atropelamento como se as autoestradas já estivessem a funcionar. Dessa forma, muitos obras de infraestruturas de autoestradas são construídas usando apenas informações de conectividade estrutural para escolha dos locais apropriados para a adoção de medidas mitigadora.

Como esse estudo abordou uma metodologia baseada na conectividade funcional, o planeamento das medidas mitigadoras podem ser melhor direcionadas para as necessidades especificas de cada espécie. Esse tipo de planeamento pode ser mais eficaz na solução dos problemas ocasionados pela interferência das autoestradas que serão construídas, pois são baseados em informações mais precisas das especificidades biológicas de cada espécie. Dessa forma, essa medida pode gerar grande economia de recursos financeiros.

Muitos corredores ecológicos são criados para atender espécies de grandes carnívoros que no geral são pouco exigentes com determinados ambientes. Por isso, os anfíbios que dependem de diferentes ambientes para cumprir todo os seus ciclos de vida acabam sendo prejudicados pela ausência de medidas que levem em consideração suas particularidades biológicas. Dessa forma, esse estudo contribui para um melhor entendimento das áreas mais importantes para manutenção da conectividade da paisagem para algumas espécies de anfíbios do Peloponeso.

Esse estudo pode fornecer um bom direcionamento de áreas que merecem mais atenção para adoção de medidas mitigadoras para diminuir o processo de fragmentação ambiental dos habitats das espécies de anfíbios analisadas. Entretanto, por esse ser um

estudo de escala regional, é necessária uma análise minuciosa dos locais onde os mapas apontam como mais importantes para a conectividade da paisagem, pois muitas vezes a distância de poucos metros pode tornar o local mais ou menos apropriado para a instalação de uma passagem de fauna ou outra medida mitigadora qualquer. Dessa forma, vistorias de especialistas em anfíbios onde existem ou serão construídas autoestradas pode ajudar muito na escolha dos locais mais apropriados para adoção das medidas mitigadoras.

6. Bibliografia

Beebee, T. J. C. (2013) 'Effects of road mortality and mitigation measures on amphibian populations', *Conservation Biology*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 657–668. doi: 10.1111/cobi.12063.

Benayas, J. M. R. *et al.* (2006) 'Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain', *Journal of Environmental Management*, 79(3), pp. 279–289. doi: 10.1016/j.jenvman.2005.07.006.

Boyle, S. P., Litzgus, J. D. and Lesbarrères, D. (2017) 'Comparison of road surveys and circuit theory to predict hotspot locations for implementing road-effect mitigation', *Biodiversity and Conservation*. Springer Netherlands, 26(14), pp. 3445–3463. doi: 10.1007/s10531-017-1414-9.

Van Buskirk, J. (2012) 'Permeability of the landscape matrix between amphibian breeding sites', *Ecology and Evolution*. John Wiley & Sons, Ltd, 2(12), pp. 3160–3167. doi: 10.1002/ece3.424.

Circuitscape (2012) 'Quick tutorial: Applying Circuitscape to Connectivity Conservation', pp. 1–5. Available at: http://www.circuitscape.org/Downloads/Circuitscape_tutorial.zip (Accessed: 19 October 2020).

Collins, J. P. and Storfer, A. (2003) 'Global amphibian declines: Sorting the hypotheses', *Diversity and Distributions*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 89–98. doi: 10.1046/j.1472-4642.2003.00012.x.

Cravo, A. P. B. (2018) *Dos Impactos à Conservação da Fauna: a implantação do campus Lagoa do Sino e a incidência de atropelamentos de animais silvestres*, pp. 68

Crooks, K. R. and Sanjayan, M. (2010) 'Connectivity conservation: maintaining connections for nature', in *Connectivity Conservation*, pp. 1–20. doi: 10.1017/cbo9780511754821.001.

Cushman, S. A. (2006a) 'Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus', *Biological Conservation*. Elsevier, 128(2), pp. 231–240. doi: 10.1016/j.biocon.2005.09.031.

Cushman, S. A. (2006b) 'Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus', *Biological Conservation*. Elsevier, 128(2), pp. 231–240. doi: 10.1016/j.biocon.2005.09.031.

DeWoody, J. A. *et al.* (2010) *Monitoring and Predicting Traffic Induced Vertebrate Mortality Near Wetlands*, *JTRP Technical Reports*. doi: 10.5703/1288284314256.

Dickson, B. G. *et al.* (2013) 'Models of regional habitat quality and connectivity for pumas (Puma concolor) in the Southwestern United States', *PLoS ONE*. Edited by M. Hayward. Public Library of Science, 8(12), p. e81898. doi: 10.1371/journal.pone.0081898.

Dickson, B. G. *et al.* (2019) 'Circuit-theory applications to connectivity science and conservation', *Conservation Biology*, pp. 239–249. doi: 10.1111/cobi.13230.

Diniz, M. F. *et al.* (2020) 'Landscape connectivity modeling from the perspective of animal dispersal', *Landscape Ecology*. Springer, pp. 41–58. doi: 10.1007/s10980-019-00935-3.

Estreguil, C. *et al.* (2013) *Forest Landscape in Europe: Pattern, Fragmentation and Connectivity*, *EUR – Scientific and Technical Research*. doi: 10.2788/77842.

Fabrizio, M. *et al.* (2019) 'Habitat suitability vs landscape connectivity determining roadkill risk at a regional scale: a case study on European badger (Meles meles)', *European Journal of Wildlife Research*. Springer Verlag, pp. 1–10. doi: 10.1007/s10344-018-1241-7.

Fahrig, L. *et al.* (1995a) 'Effect of road traffic on amphibian density', *Biological Conservation*. Elsevier, 73(3), pp. 177–182. doi: 10.1016/0006-3207(94)00102-V.

Fahrig, L. *et al.* (1995b) 'Effect of road traffic on amphibian density', *Biological Conservation*, 73(3), pp. 177–182. doi: 10.1016/0006-3207(94)00102-V.

Finch, D. *et al.* (2020) 'Modelling the functional connectivity of landscapes for greater horseshoe bats Rhinolophus ferrumequinum at a local scale', *Landscape Ecology*. Springer, 35(3), pp. 577–589. doi: 10.1007/s10980-019-00953-1.

Fletcher, R. and Fortin, M.-J. (2018) 'Connectivity', in *Spatial Ecology and Conservation Modeling*. Cham: Springer International Publishing, pp. 321–367. doi: 10.1007/978-3-030-01989-1_9.

Forman, R. T. T. and Alexander, L. E. (1998) 'Roads and their major ecological effects', *Annual Review of Ecology and Systematics*. Annual Reviews 4139 El Camino Way, P.O. Box 10139, Palo Alto, CA 94303-0139, USA, 29(1), pp. 207–231. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207.

García Vettorazzi, M. J. *et al.* (2016) 'Classification of potential habitat of the Central American tapir (Tapirus bairdii Gill, 1865) for their conservation in Guatemala', *Therya*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, 7(1), pp. 107–121. doi: 10.12933/therya-16-345.

Gardner, Toby and Gardner, T (2001) *Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology*, *Animal Biodiversity and Conservation*. Available at: https://core.ac.uk/download/pdf/26986705.pdf (Accessed: 26 October 2020).

Garriga, N. *et al.* (2012) 'Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna', *Biodiversity and Conservation*, 21(11), pp. 2761–2774. doi: 10.1007/s10531-012-0332-0.

Glista, D. J., DeVault, T. L. and DeWoody, J. A. (2008) 'Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians', *Herpetological Conservation and Biology*, 3(1), pp. 77–87. Available at: https://www.researchgate.net/publication/228427919_Vertebrate_mortality_predominantly_impacts_amphibians.

Van der Grift, E. *et al.* (2017) *Safe roads for Wildlife and People. SAFEROAD Final Report.* Available at: https://www.saferoad-cedr.org/upload_mm/4/6/b/80eb4659-f6e6-4327-8358-f692b98f3419_CEDR_finalreport.pdf (Accessed: 25 October 2020).

Gryz, J. and Krauze, D. (2008) 'Mortality of vertebrates on a road crossing the Biebrza Valley (NE Poland)', *European Journal of Wildlife Research*. Springer, 54(4), pp. 709–714. doi: 10.1007/s10344-008-0200-0.

Hill, M. F. and Caswell, H. (1999) 'Habitat fragmentation and extinction thresholds on fractal landscapes', *Ecology Letters*, 2(2), pp. 121–127. doi: 10.1046/j.1461-0248.1999.22061.x.

HNMS (2019) *HNMS, Hellenic National Meteorological Service*. Available at: http://www.emy.gr/emy/en/ (Accessed: 11 October 2020).

Ibisch, P. L. *et al.* (2016) 'A global map of roadless areas and their conservation status', *Science*, 354(6318), pp. 1423–1427. doi: 10.1126/science.aaf7166.

IUCN (2009) *European Red List of Amphibians*, *Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communitites*. doi: 10.2779/032638.

J.H., L. *et al.* (2010) *Making Space for Nature: A Review of England's Wildlife Sites and Ecological Network*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/268279426_Making_Space_for_Nature_A_Review_of_England's_Wildlife_Sites_and_Ecological_Network.

Jeliazkov, A. *et al.* (2019) 'Cross-scale effects of structural and functional connectivity in pond networks on amphibian distribution in agricultural landscapes', *Freshwater Biology*. Wiley, 64(5), pp. 997–1014. doi: 10.1111/fwb.13281.

Joly, P., Morand, C. and Cohas, A. (2003) 'Habitat fragmentation and amphibian conservation: Building a tool for assessing landscape matrix connectivity', *Comptes Rendus - Biologies*. Elsevier Masson SAS, 326(SUPPL. 1). doi: 10.1016/s1631-0691(03)00050-7.

Kats, L. B. and Ferrer, R. P. (2003) 'Alien predators and amphibian declines: Review of two decades of science and the transition to conservation', *Diversity and Distributions*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 99–110. doi: 10.1046/j.1472-4642.2003.00013.x.

Kindlmann, P. and Burel, F. (2008) 'Connectivity measures: a review'. doi: 10.1007/s10980-008-9245-4.

Koen, E. L. *et al.* (2014) 'Landscape connectivity for wildlife: Development and validation of multispecies linkage maps', *Methods in Ecology and Evolution*. Edited by A. Tatem. British Ecological Society, 5(7), pp. 626–633. doi: 10.1111/2041-210X.12197.

Luca Congedo (2015) *QGIS Python Plugins Repository*. Available at: https://plugins.qgis.org/plugins/ThRasE/ (Accessed: 10 September 2020).

Matos, C., Sillero, N. and Argana, E. (2012a) 'Spatial analysis of Amphibian road mortality levels in northern Portugal country roads', *Amphibia Reptilia*, 33(3–4), pp. 469–483. doi: 10.1163/15685381-00002850.

Matos, C., Sillero, N. and Argana, E. (2012b) 'Spatial analysis of Amphibian road mortality levels in northern Portugal country roads', *Amphibia Reptilia*, 33(3–4), pp. 469–483. doi: 10.1163/15685381-00002850.

McRae, B. H. *et al.* (2008) 'USING CIRCUIT THEORY TO MODEL CONNECTIVITY IN ECOLOGY, EVOLUTION, AND CONSERVATION', *Ecology*, 89(10), pp. 2712–2724. doi: 10.1890/07-1861.1.

Meijer, J. R. *et al.* (2018) 'Global patterns of current and future road infrastructure', *Environmental Research Letters*. Institute of Physics Publishing, 13(6), p. 064006. doi: 10.1088/1748-9326/aabd42.

NA2RE (2014) 'Distributed database system of the New Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe: The NA2RE project', *Amphibia Reptilia*. Brill Academic Publishers, 35(1), pp. 33–39. doi: 10.1163/15685381-00002936.

ONU-DAES (2019) 'World Population Prospects 2019: Highlights', *United Nations Publication*, (141), p. 1. Available at: http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/igo/ (Accessed: 1 September 2020).

Peterman, W. E. *et al.* (2019) 'A comparison of popular approaches to optimize landscape resistance surfaces', *Landscape Ecology*. Springer Netherlands, 34(9), pp. 2197–2208. doi: 10.1007/s10980-019-00870-3.

Philip D. Taylor, Lenore Fahrig, K. H. and G. M. and K. and Merriam, G. F. L. H. (1993) 'Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure', *Oikos*, 68(3), pp. 571–573. doi: 10.2307/3544927.

Van Der Ree, Rodney *et al.* (2011) 'Effects of Roads and Traffic on Wildlife Populations and Landscape Function Road Ecology is Moving toward Larger Scales Guest Editorial, part of a Special Feature on Effects of Roads and Traffic on Wildlife Populations and Landscape Function Effects of Ro', *Ecology and Society*, 16(1), p. 48. Available at: https://www.researchgate.net/publication/283426808_Effects_of_Roads_and_Traffic_on_Wildlife_Populations_and_Landscape_Function_Road_Ecology_is_Moving_toward_Larger_Scales.

Rudnick, D. A. *et al.* (2012) 'The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities', *Issues in Ecology*, (16), pp. 1–23. Available at: https://scholars.unh.edu/geog_facpub (Accessed: 24 October 2020).

Santini, L., Saura, S. and Rondinini, C. (2016) 'A Composite Network Approach for Assessing Multi-Species Connectivity: An Application to Road Defragmentation Prioritisation', *PLOS ONE*. Edited by G. Umapathy. Public Library of Science, 11(10), p. e0164794. doi: 10.1371/journal.pone.0164794.

Sillero, N. (2008) 'Amphibian mortality levels on Spanish country roads: Descriptive and spatial analysis', *Amphibia Reptilia*. MDPI AG, 29(3), pp. 337–347. doi: 10.1163/156853808785112066.

Sillero, N. *et al.* (2014) 'Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe', *Amphibia Reptilia*. Brill Academic Publishers, 35(1), pp. 1–31. doi: 10.1163/15685381-00002935.

Sillero, N. *et al.* (2019) 'Influence of landscape factors on amphibian roadkills at the national level', *Diversity*. MDPI AG, 11(1), p. 13. doi: 10.3390/d11010013.

Sillero, N., Biaggini, M. and Corti, C. (2018) 'Analysing the importance of stepping-stone islands in maintaining structural connectivity and endemicity', *Biological Journal of the Linnean Society*, 124(1), pp. 113–125. doi: 10.1093/biolinnean/bly033.

Spellerberg, I. F. (1998) 'Ecological effects of roads and traffic: A literature review', *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(5), pp. 317–333. doi: 10.1046/j.1466-822X.1998.00308.x.

Stuart, S. N. *et al.* (2004) 'Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide', *Science*. American Association for the Advancement of Science, 306(5702), pp. 1783–1786. doi: 10.1126/science.1103538.

Tischendorf, L. and Fahrig, L. (2000) 'On the usage and measurement of landscape connectivity', *Oikos*, pp. 7–19. doi: 10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x.

Torres, A., Jaeger, J. A. G. and Alonso, J. C. (2016) 'Assessing large-scale wildlife responses to human infrastructure development', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. National Academy of Sciences, 113(30), pp. 8472–8477. doi: 10.1073/pnas.1522488113.

Trigas, P. *et al.* (2012) 'Distribution Patterns and Conservation Perspectives of the Endemic Flora of Peloponnese (Greece)', *Folia Geobotanica*. Springer, 47(4), pp. 421–439. doi: 10.1007/s12224-012-9130-4.

Trochet, A. *et al.* (2014) 'A database of life-history traits of European amphibians', *Biodiversity Data Journal*. Pensoft Publishers, 2(1). doi: 10.3897/BDJ.2.e4123.

Trombulak, S. C. and Frissell, C. A. (2000a) 'Review of ecological effects of roads on

terrestrial and aquatic communities', *Conservation Biology*. John Wiley & Sons, Ltd (10.1111), 14(1), pp. 18–30. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.

Trombulak, S. C. and Frissell, C. A. (2000b) 'Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities', *Conservation Biology*. John Wiley & Sons, Ltd, 14(1), pp. 18–30. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.

Trombulak, S. C. and Frissell, C. A. (2000c) 'Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities', *Conservation Biology*, 14(1), pp. 18–30. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.

Worms, V. and Crabs, H. (2019) 'Table 1a : Number of species evaluated in relation to the overall number of described species , and number of threatened species by major groups of organisms . NOTES : Sources for Numbers of Described Species ':, (March), pp. 2018–2019.

Zeller, K. A., McGarigal, K. and Whiteley, A. R. (2012) 'Estimating landscape resistance to movement: A review', *Landscape Ecology*. Springer, pp. 777–797. doi: 10.1007/s10980-012-9737-0.

Zeller, K. A., Wattles, D. W. and Destefano, S. (2020) 'Evaluating methods for identifying large mammal road crossing locations: black bears as a case study', *Landscape Ecology*. Springer, 35(8), pp. 1799–1808. doi: 10.1007/s10980-020-01057-x.

Zimmermann Teixeira, F. *et al.* (2017) 'When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation', *Journal of Applied Ecology*, 54(5), pp. 1544–1551. doi: 10.1111/1365-2664.12870.

7. Apêndices

Como a região de estudo do Peloponeso é muito extensa, dividimos os resultados em diversos segmentos onde ocorrem autoestradas e representamos em mapas com uma maior aproximação para interpretar com mais detalhes as interferências das rodovias.

7.1. Bufo bufo

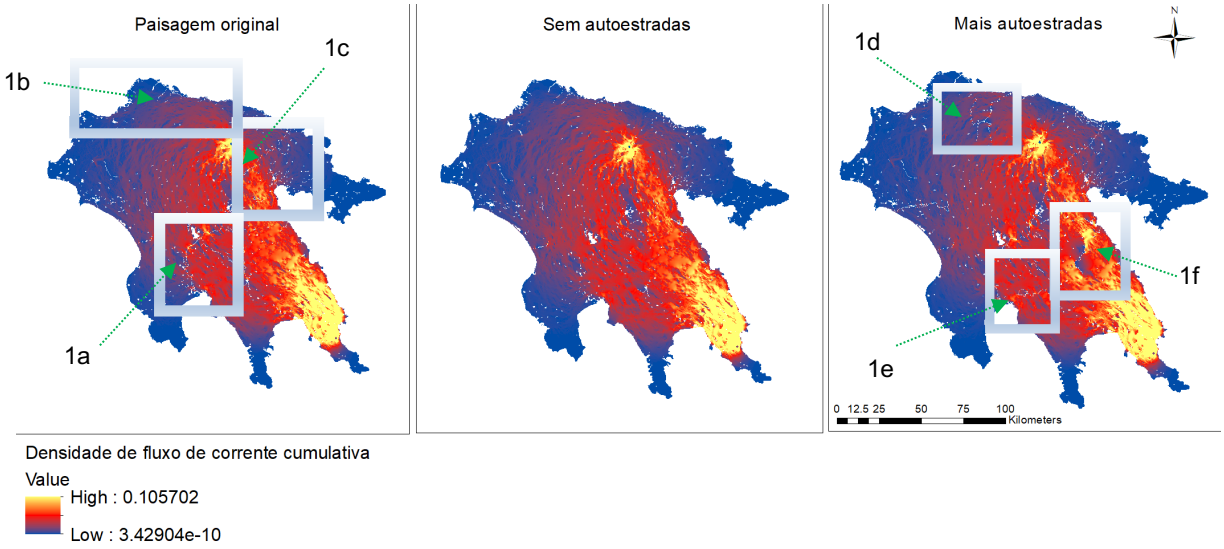


Figura 18 – Comparação dos resultados da conectividade do *Bufo bufo* nos três cenários. Mapas: 1a (ver Figura 19), 1b (ver Figura 20), 1c (ver Figura 21), 1d (ver Figura 22), 1e (ver Figura 23), 1f (ver Figura 24).

Comparando os três cenários para *Bufo bufo*, verificou-se interferências das autoestradas na conectividade funcional dessa espécie tanto nas áreas onde já existe autoestradas, quanto nas áreas do cenário hipotético de novas rodovias (ver Figura 18).

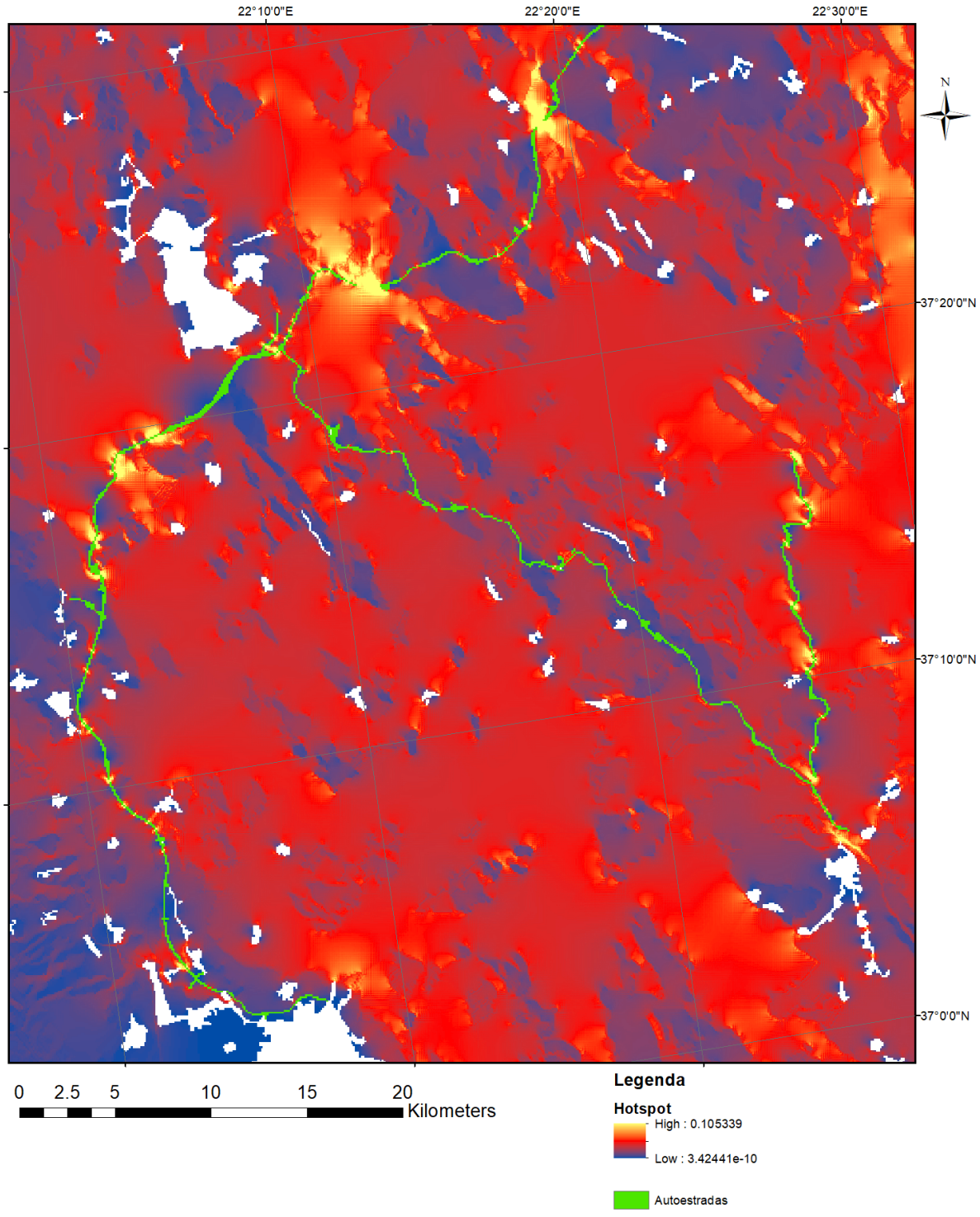


Figura 19 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas originais do Peloponeso (1a).

1a – Nessa região de autoestrada existente no Peloponeso, a corrente intermediaria representada pela cor vermelha é predominante. Foi possível identificar seis hotspots ao longo das autoestradas bem evidentes, além de dezenas de outros pontos menores (ver Figura 19).

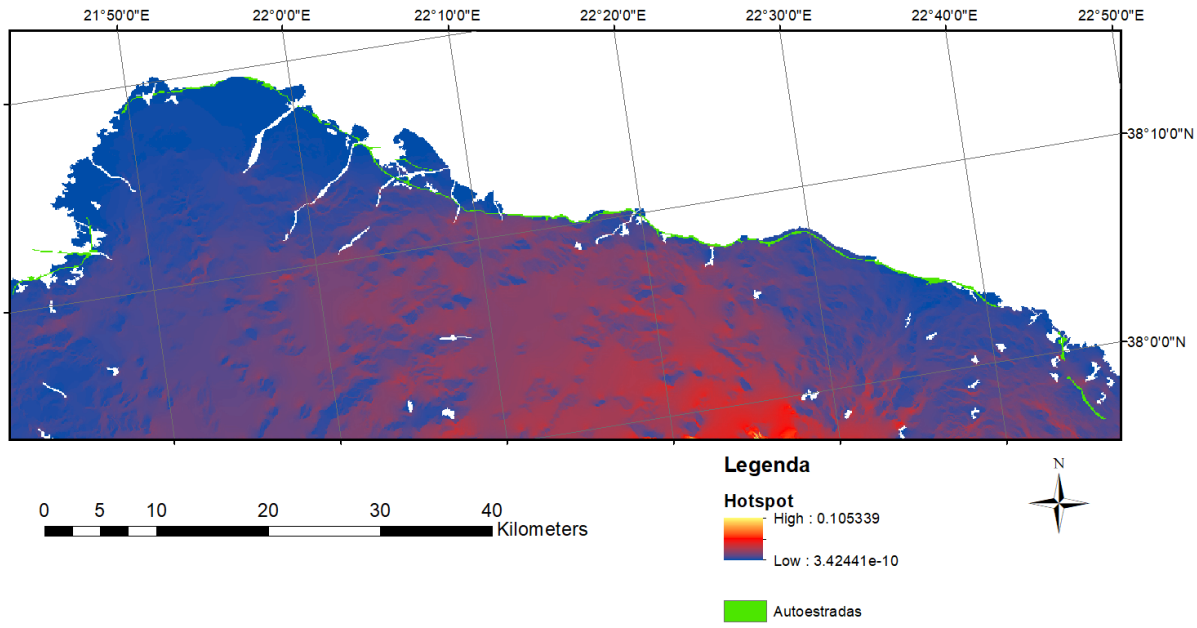


Figura 20 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas originais do Peloponeso (1b).

1b – As autoestradas localizadas na região Norte do Peloponeso exercem pouco impacto de barreira entre as populações de *Bufo bufo*. Isso pode ser constatado pela predominância de movimentos de baixa corrente nessa área (ver Figura 20).

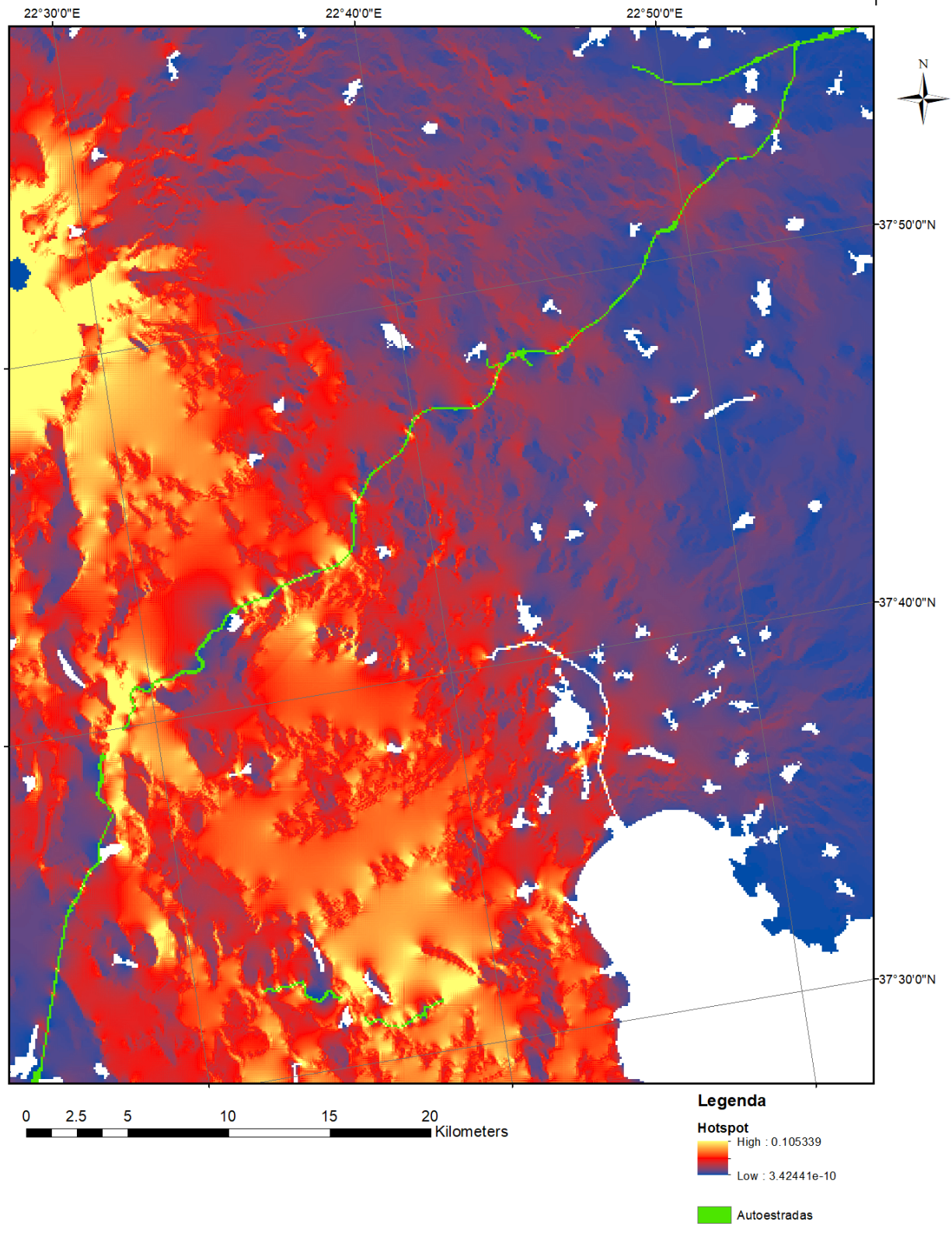


Figura 21 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas originais do Peloponeso (1c).

1c – Apesar da autoestrada cortar boa parte desse quadrante, a interferência dela na conectividade do *Bufo bufo* é mais significativa na metade leste do mapa. Foi possível identificar seis hotspots bem evidentes ao longo das autoestradas, além de dezenas de outros pontos menores. Na região onde a autoestrada passa próximo ao litoral, a influência sobre o *Bufo bufo* é pequena (ver figura 21).

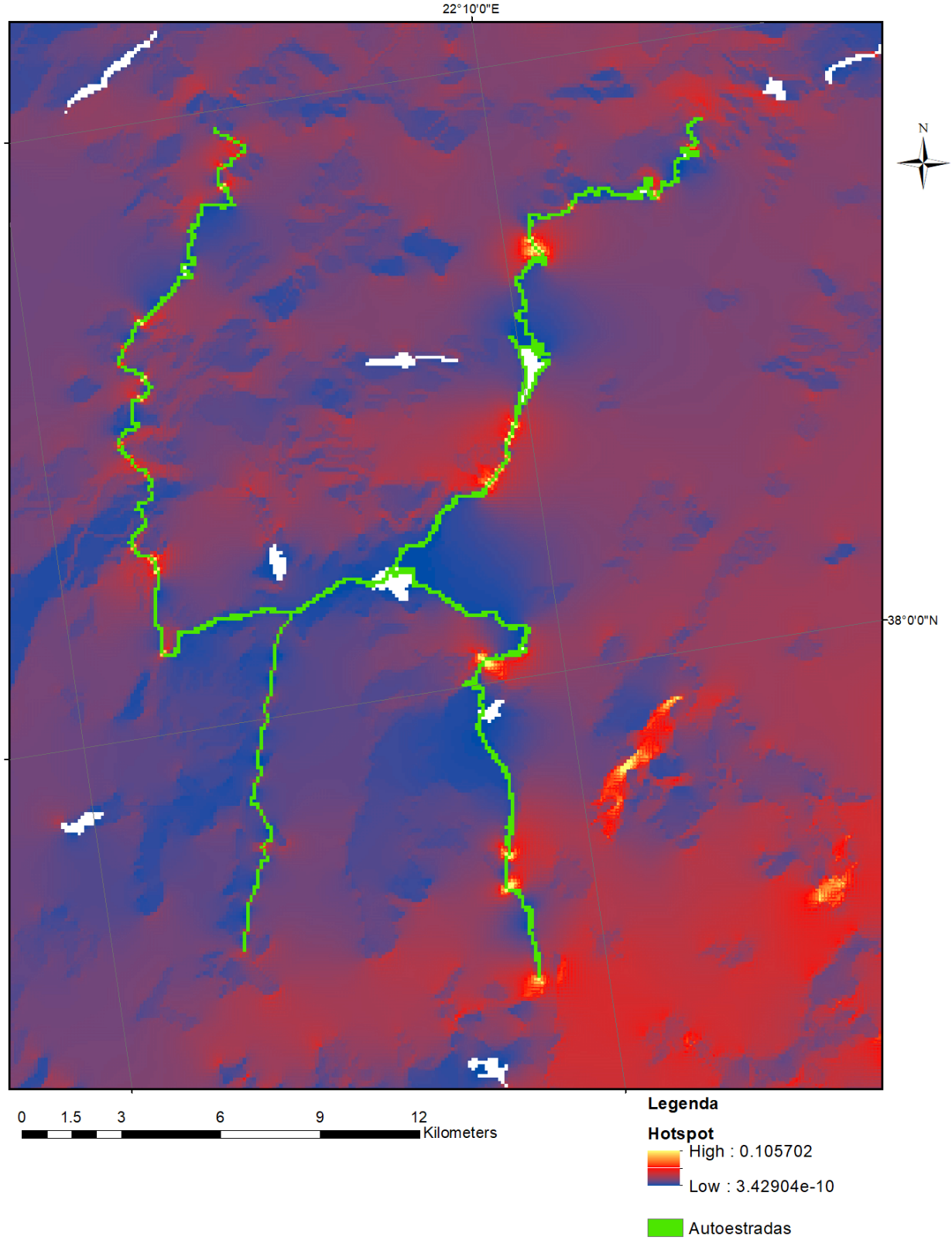


Figura 22 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (1d).

1d – Nesse cenário hipotético de acréscimo de autoestrada na região Norte do Peloponeso, as cores demonstram um baixo movimento de corrente, mas ainda assim é possível identificar diversos hotspots ao longo da autoestrada para *Bufo bufo* (ver Figura 22).

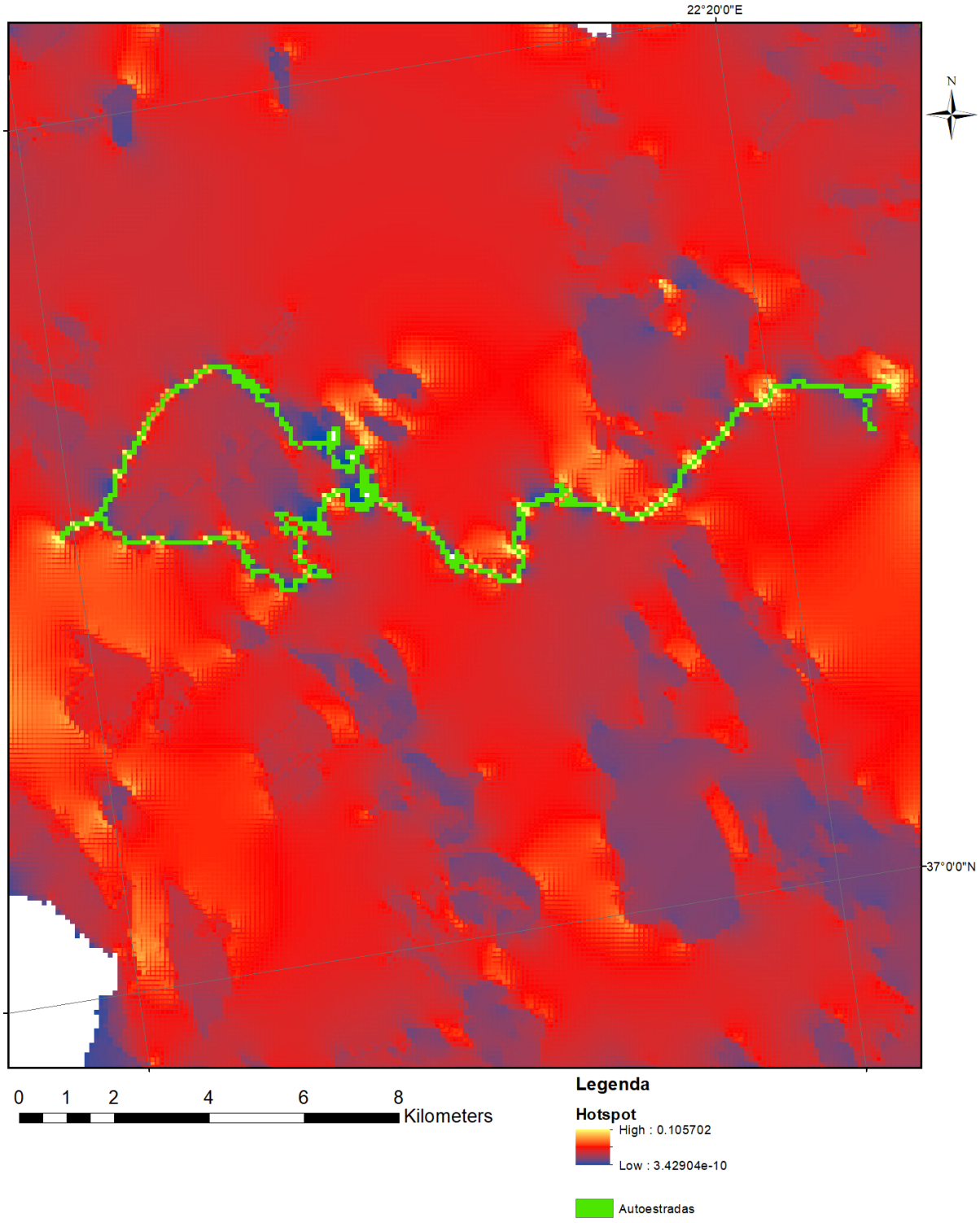


Figura 23 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (1e).

1e – Nesse quadrante, a adição desse trecho não altera tão significativamente a nível regional a conectividade do *Bufo bufo*, mas é possível notar o surgimento de alguns pontos azuis escuros próximo a pista. Isso demonstra um grau de interferência a nível local na conectividade dessa espécie. Também é possível verificar diversos hotspots ao longo da autoestrada adicional (ver Figura 23).

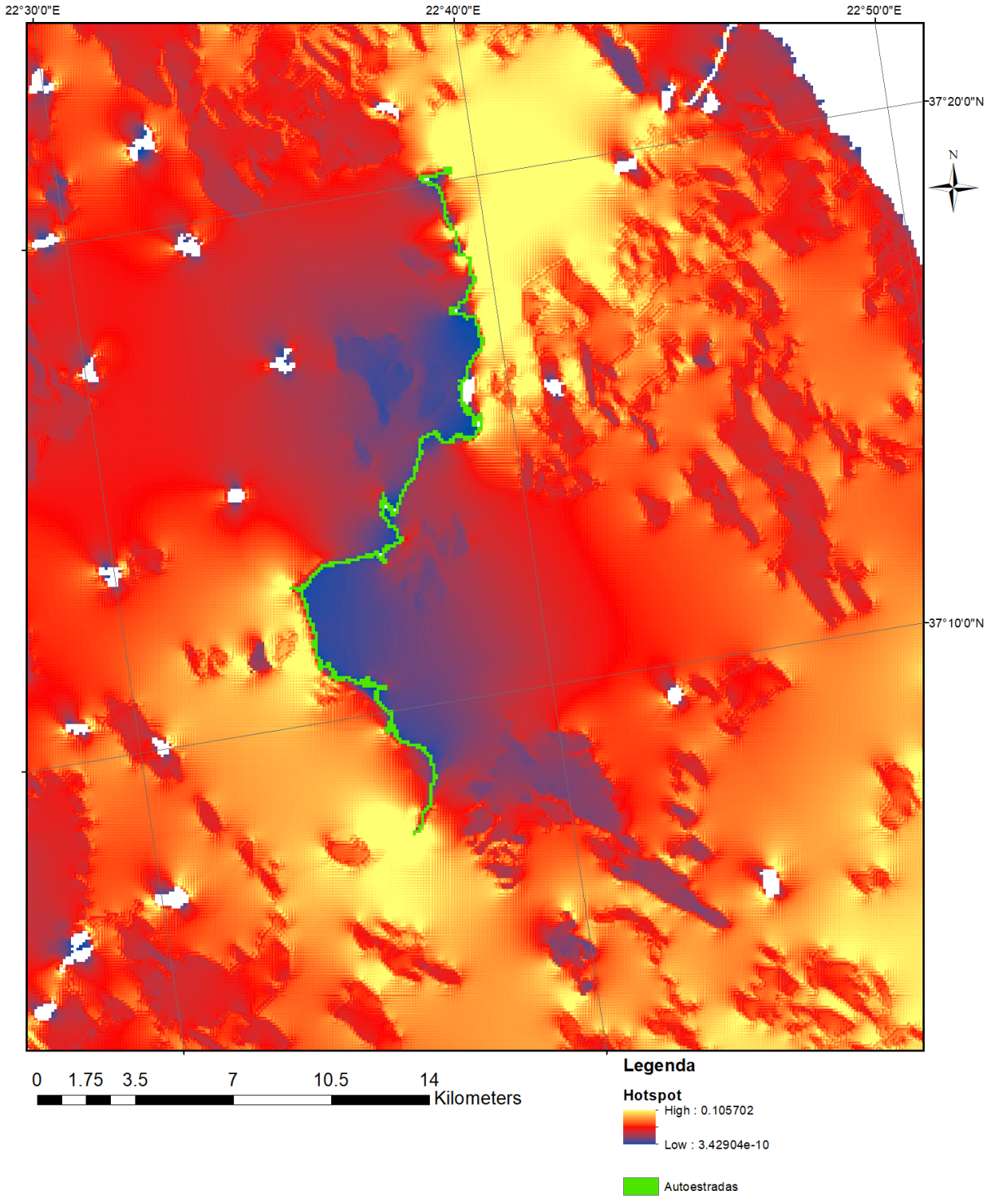


Figura 24 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo bufo* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (1f).

1f - Nesse quadrante, a adição desse trecho de autoestrada diminuiria de forma considerável a conectividade do *Bufo bufo* a nível regional. A instalação de uma autoestrada nessa região poderia provocar um efeito de barreira de grande impacto na população de *Bufo bufo* como pode ser verificado pelas cores indicadoras de baixa corrente que surgiram próximo a hipotética autoestrada (ver Figura 24)

7.2. *Bufo viridis complex*

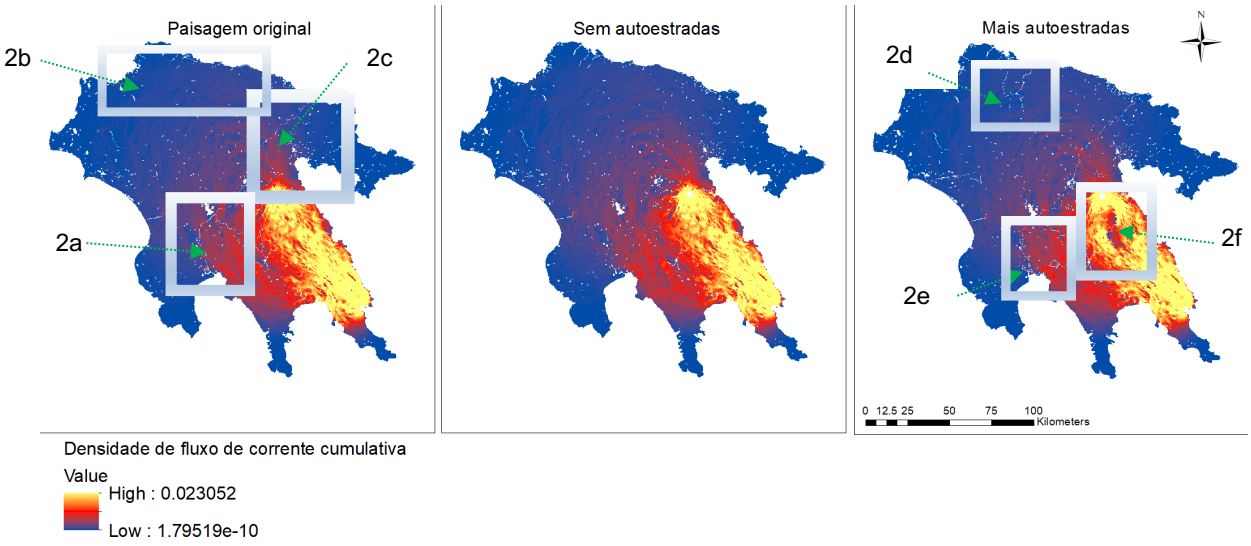


Figura 25 – Comparação dos resultados da conectividade do *Bufo viridis complex* nos três cenários. Mapas: 2a (ver Figura 26), 2b (ver Figura 27), 2c (ver Figura 28), 2d (ver Figura 29), 2e (ver Figura 30), 2f (ver Figura 31).

A espécie *Bufo viridis complex* teve a região sudeste do Peloponeso como habitat mais importante. Não existem muitas autoestradas atravessando essa região, o que pode diminuir a interferência das autoestradas nessa espécie na área de estudo (ver Figura 25).

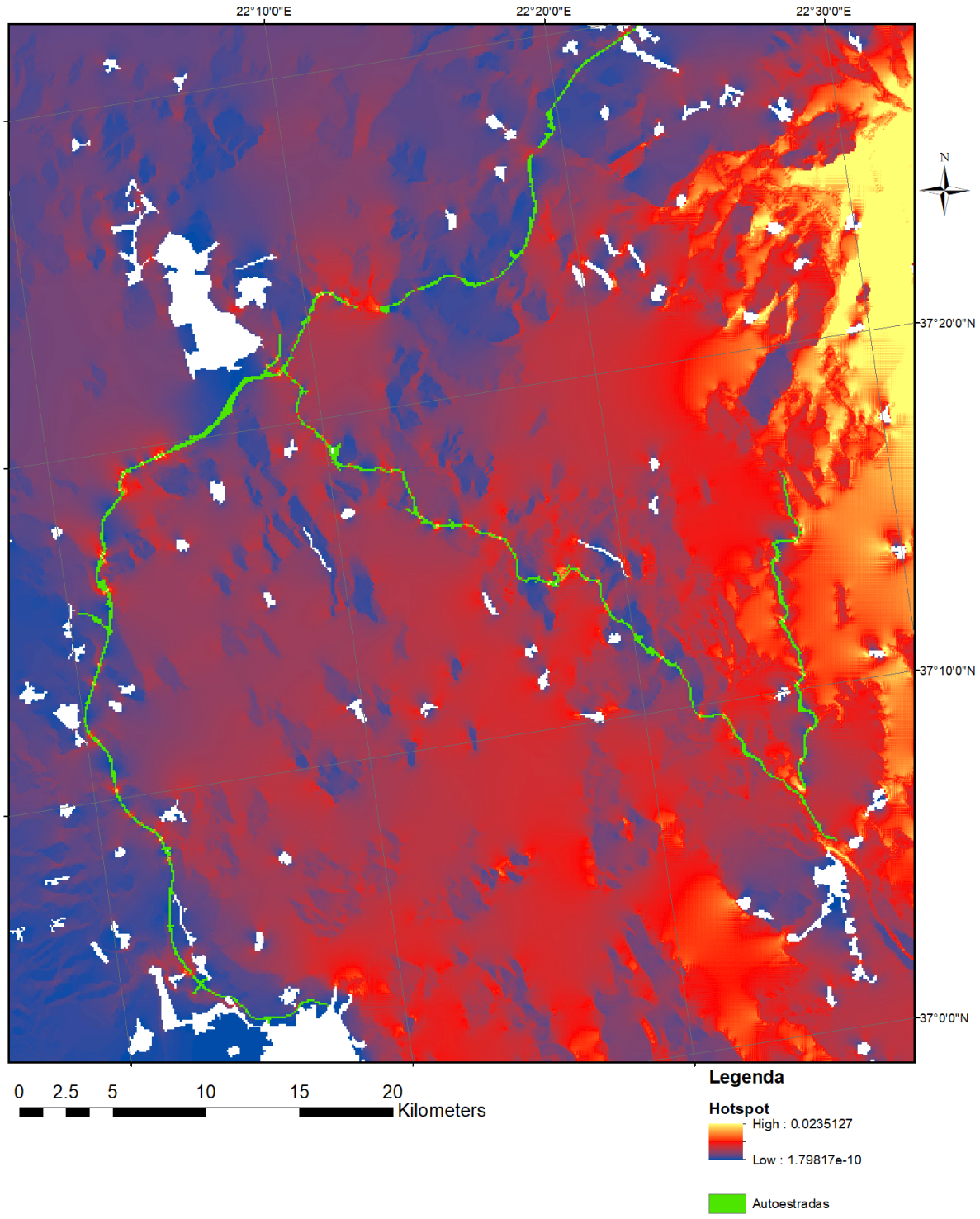


Figura 26 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas originais do Peloponeso (2a).

2a – Das áreas onde ocorre autoestradas no Peloponeso, essa é onde a espécie *Bufo viridis complex* sofre mais o efeito de barreira da sua conectividade. Sendo que a região mais importante para a conectividade da espécie *Bufo viridis complex* fica a leste desse quadrante. Na medida que a autoestrada fica mais a oeste, menor é o movimento de corrente, mas ainda pode-se verificar alguns hotspots de conectividade cruzando a autoestrada (ver Figura 26).

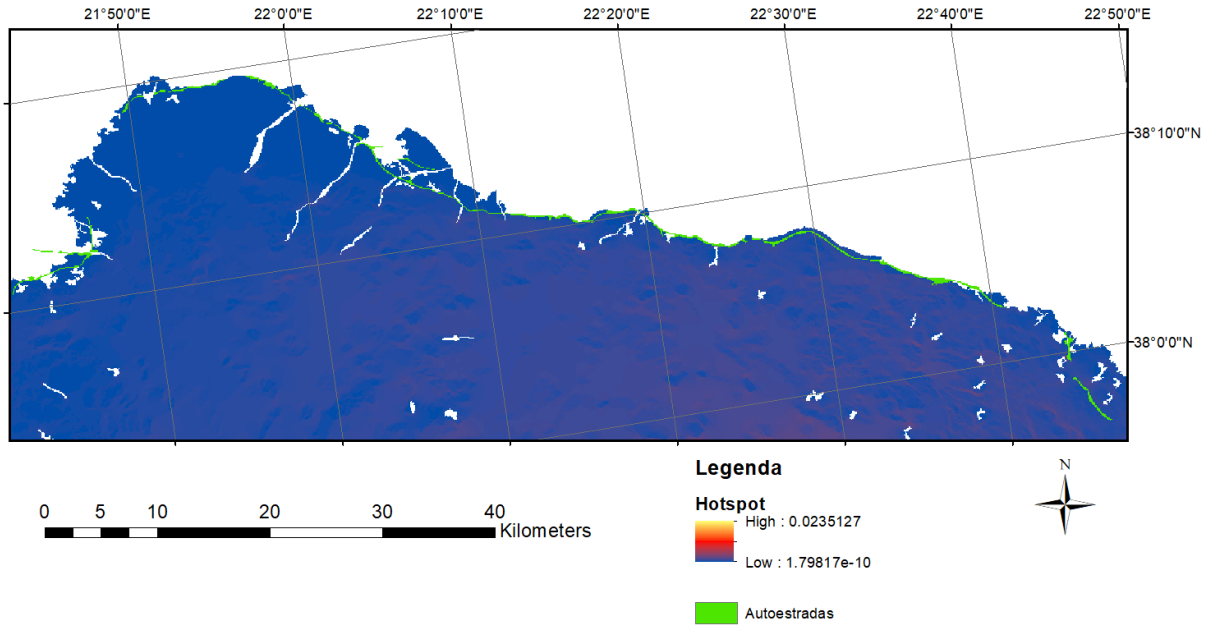


Figura 27 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas originais do Peloponeso (2b).

2b – Nas autoestradas do litoral norte do Peloponeso, a influência dessas sobre o *Bufo viridis complex* é impercetível (ver Figura 27).

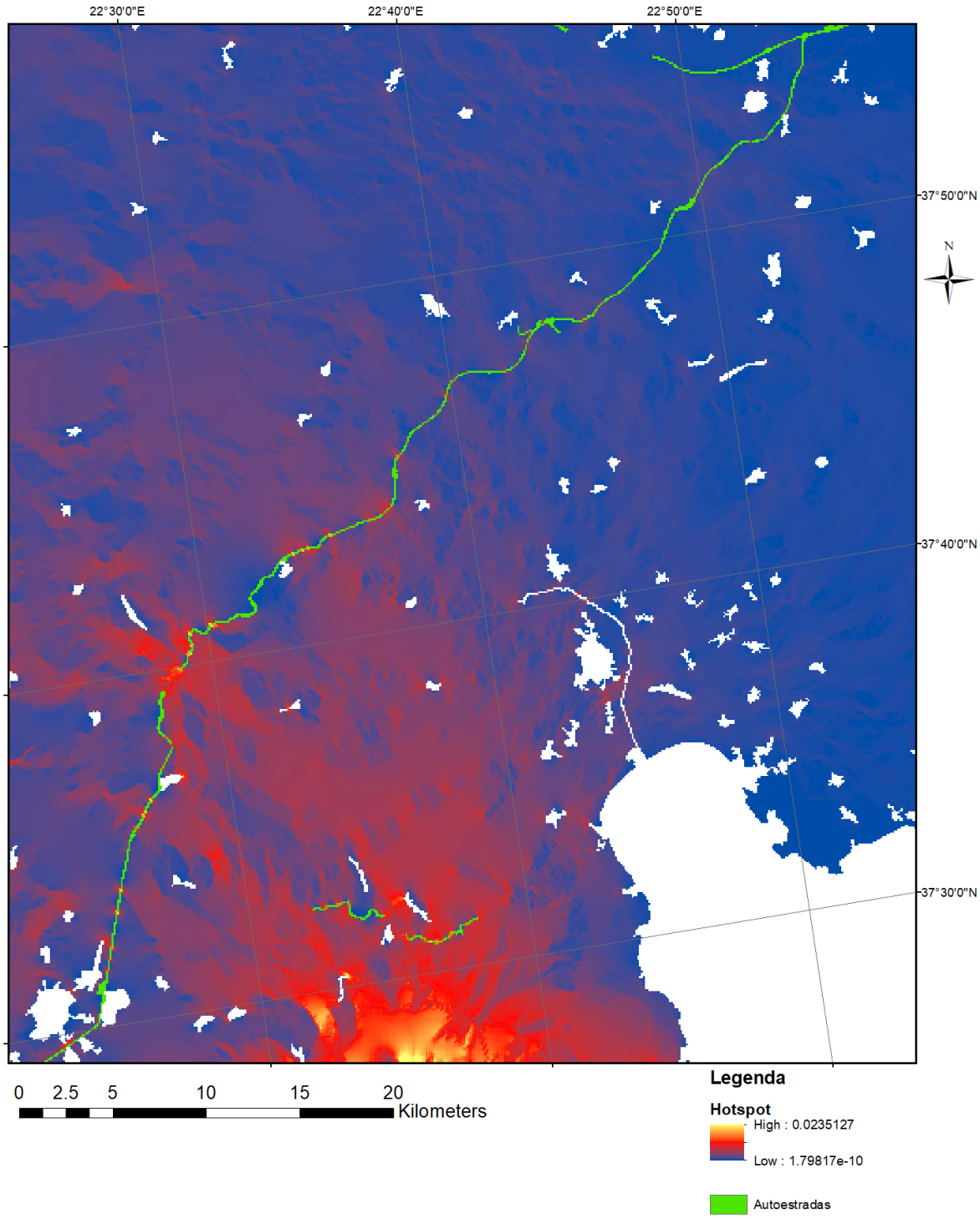


Figura 28 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas originais do Peloponeso (2c).

2c – Nessa região nordeste do Peloponeso, há uma média corrente de movimento na parte mais ao sul do quadrante. Mas, a medida que a autoestrada vai mais para cima, a influência dessa infraestrutura sobre o *Bufo viridis complex* diminui consideravelmente (ver Figura 28).

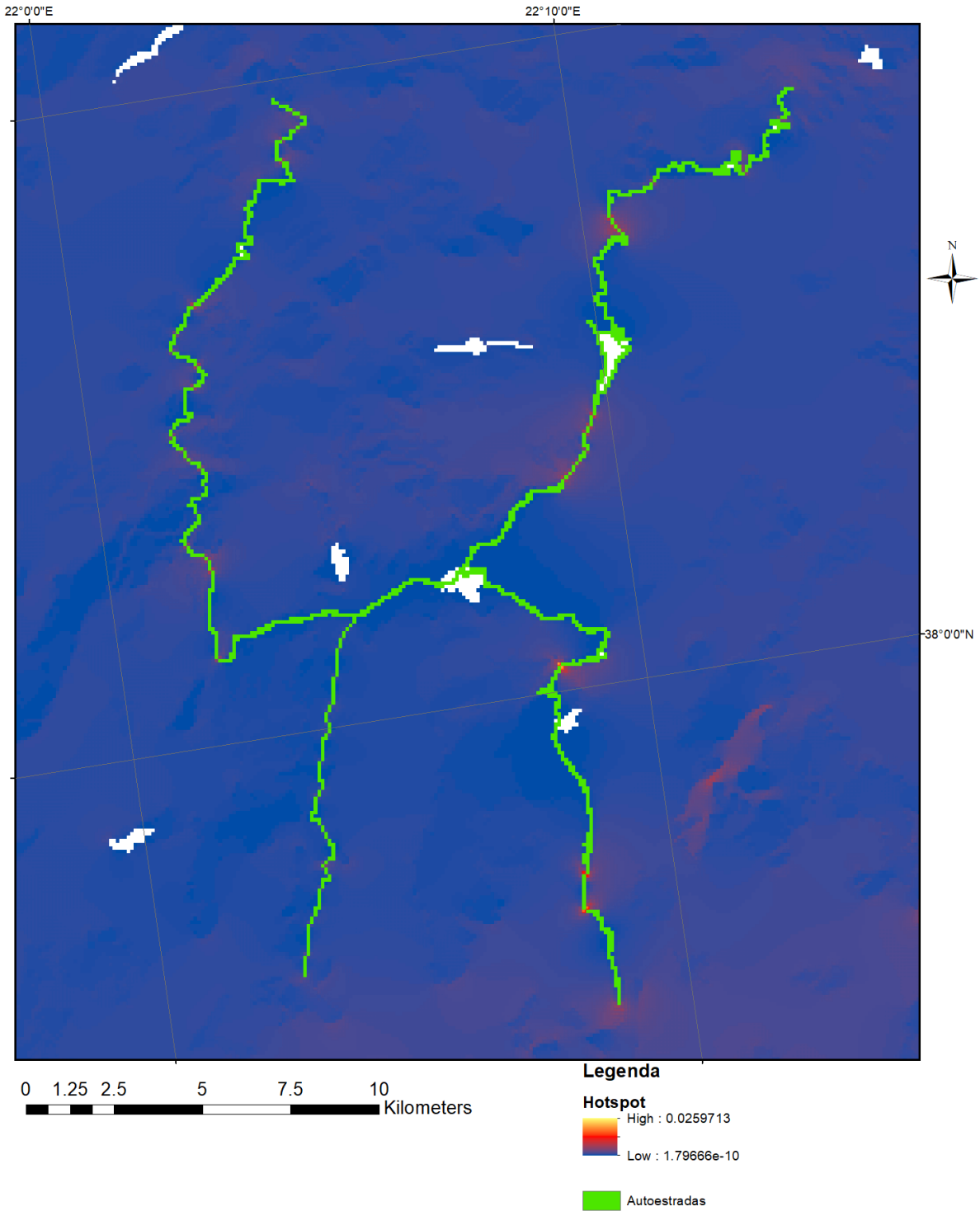


Figura 29 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas originais do Peloponeso (2d).

2d – A interferência de uma nova autoestrada para a conectividade de *Bufo viridis complex* na região norte do Peloponeso seria muito baixa (ver Figura 29).

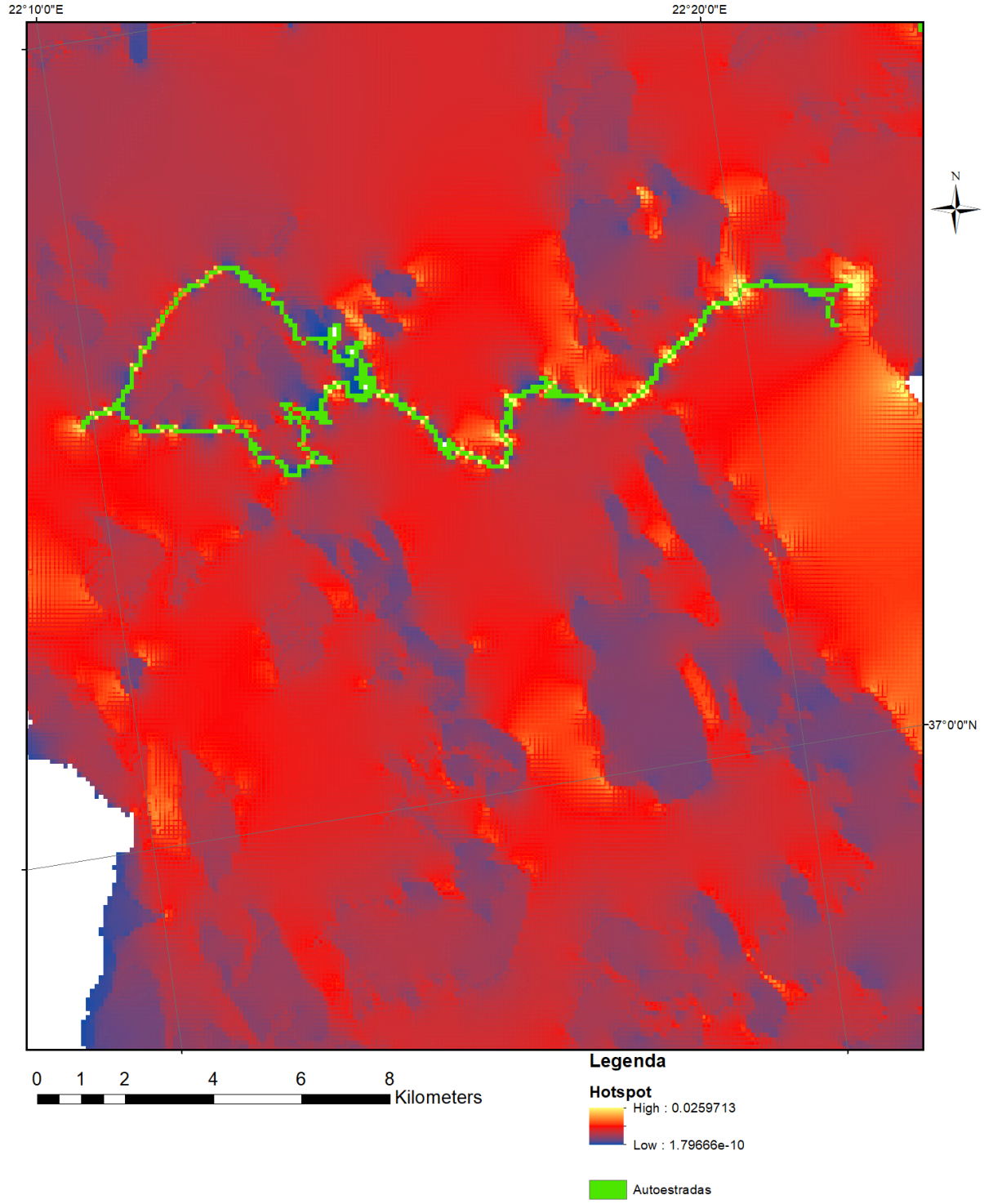


Figura 30 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (2e).

2e – A adição desse trecho de autoestrada na região Sudoeste do Peloponeso geraria uma certa interferência na conectividade do *Bufo viridis complex*, com o surgimento de pontos de baixa corrente próximo a pista. Também é possível verificar alguns hotspots ao longo da autoestrada adicionada (ver figura 30).

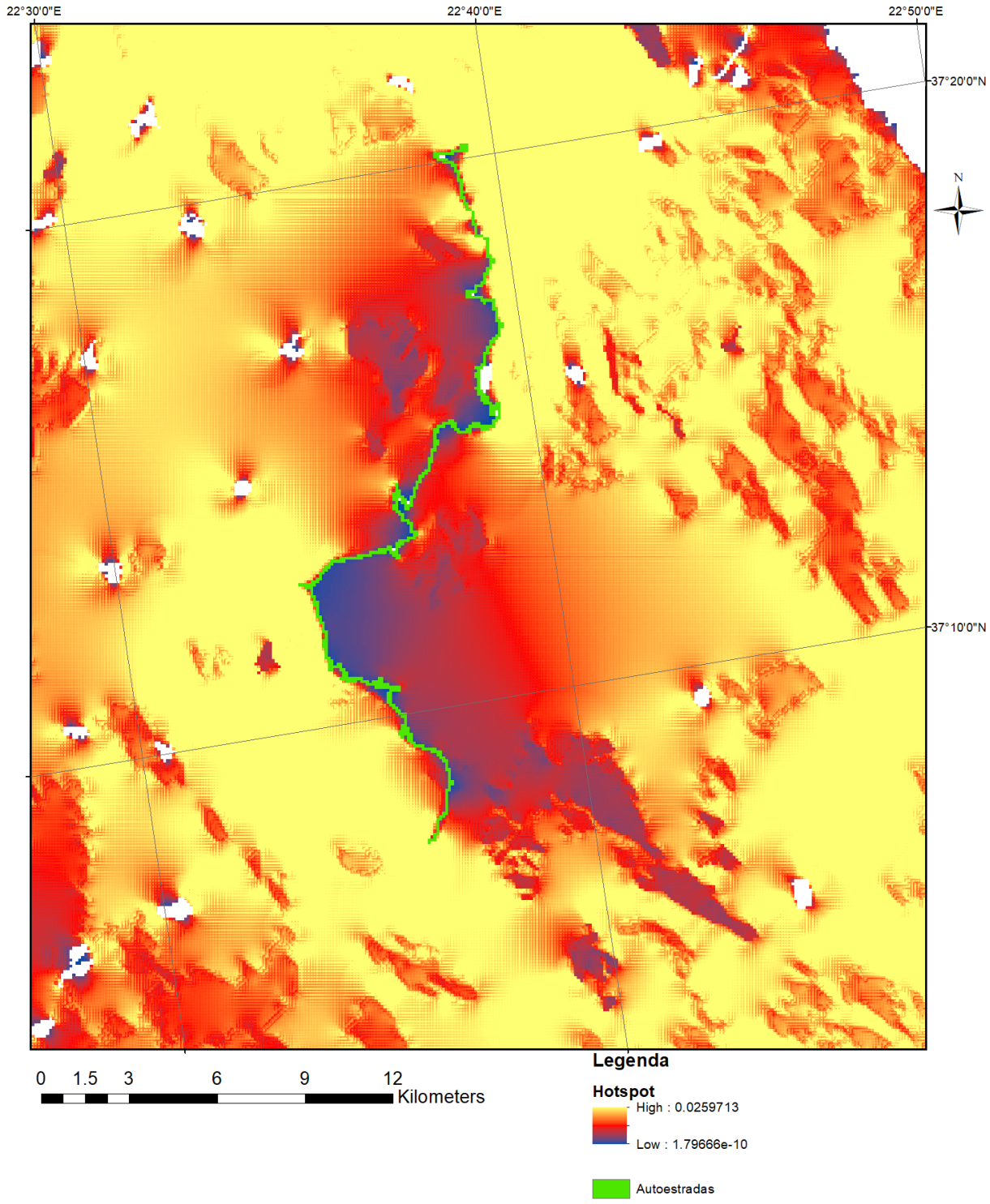


Figura 31 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Bufo viridis complex* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (2f).

2f – A construção de uma autoestrada na região Sudeste do Peloponeso diminuiria de forma considerável a conectividade do *Bufo viridis complex* a nível regional. A instalação de uma autoestrada nessa região poderia provocar um efeito de barreira de grande impacto na população dessa espécie (ver Figura 31).

7.3. *Ichthyosaura alpestris*

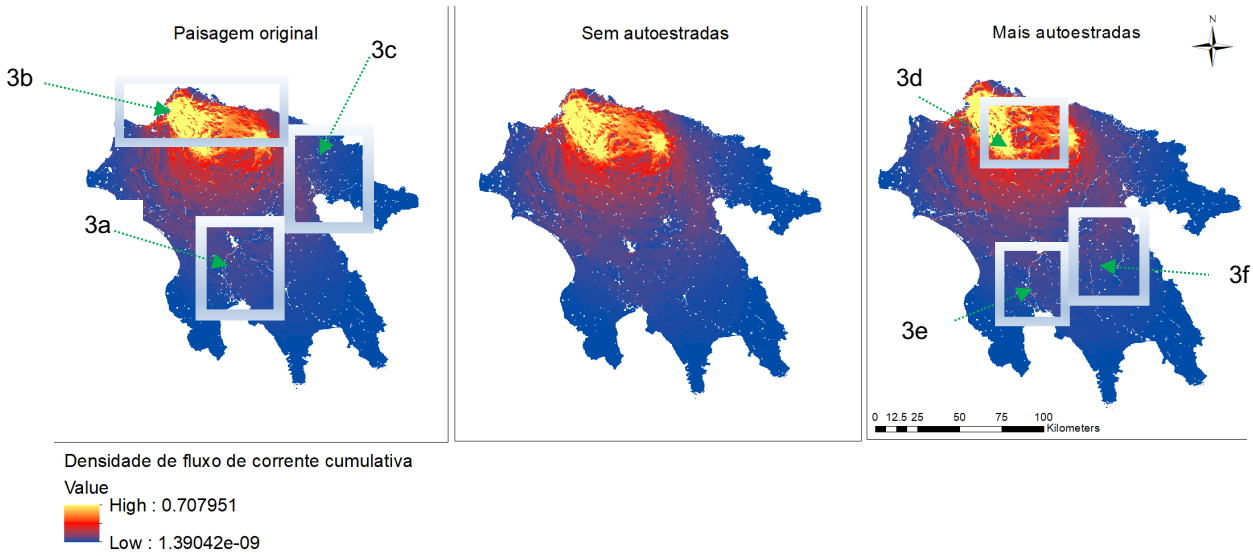


Figura 32 – Comparação dos resultados da conectividade do *Ichthyosaura alpestris* nos três cenários. Mapas: 3a (ver Figura 33), 3b (ver Figura 34), 3c (ver Figura 35), 3d (ver Figura 36), 3e (ver Figura 37), 3f (ver Figura 38).

A espécie *Ichthyosaura alpestris* teve a região Norte do Peloponeso como habitat mais importante. Como as autoestradas existentes se concentram na parte bem próxima do litoral, a interferência dessas podem não ser tão significativas para essa espécie (ver Figura 32).

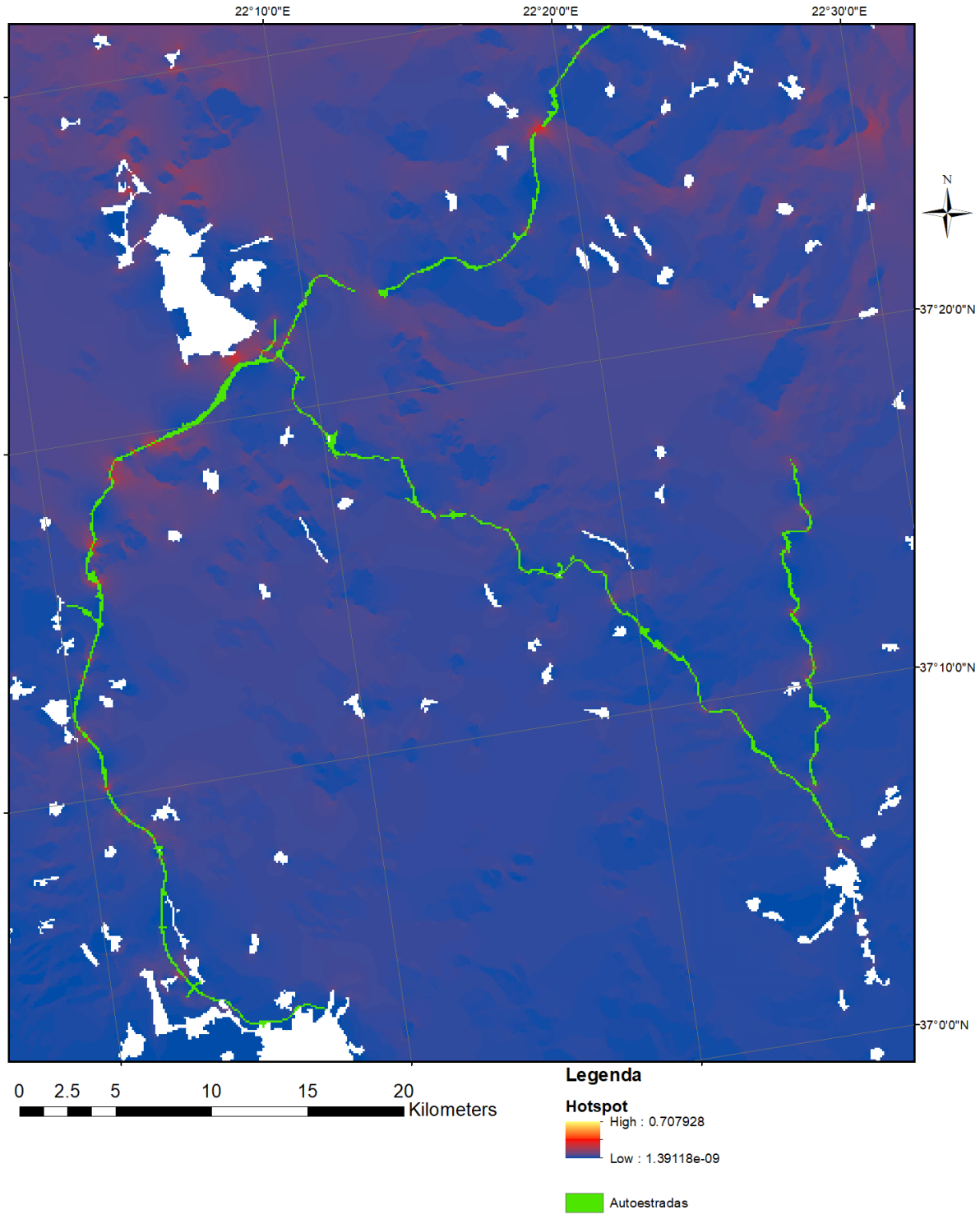


Figura 33 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas originais do Peloponeso (3a).

3a – As autoestradas localizadas na região Sudoeste do Peloponeso exercem pouca influência na conectividade da espécie *Ichthyosaura alpestris.* Apenas alguns poucos pontos intermediários de corrente de movimento cruzando merecem atenção (ver Figura 33).

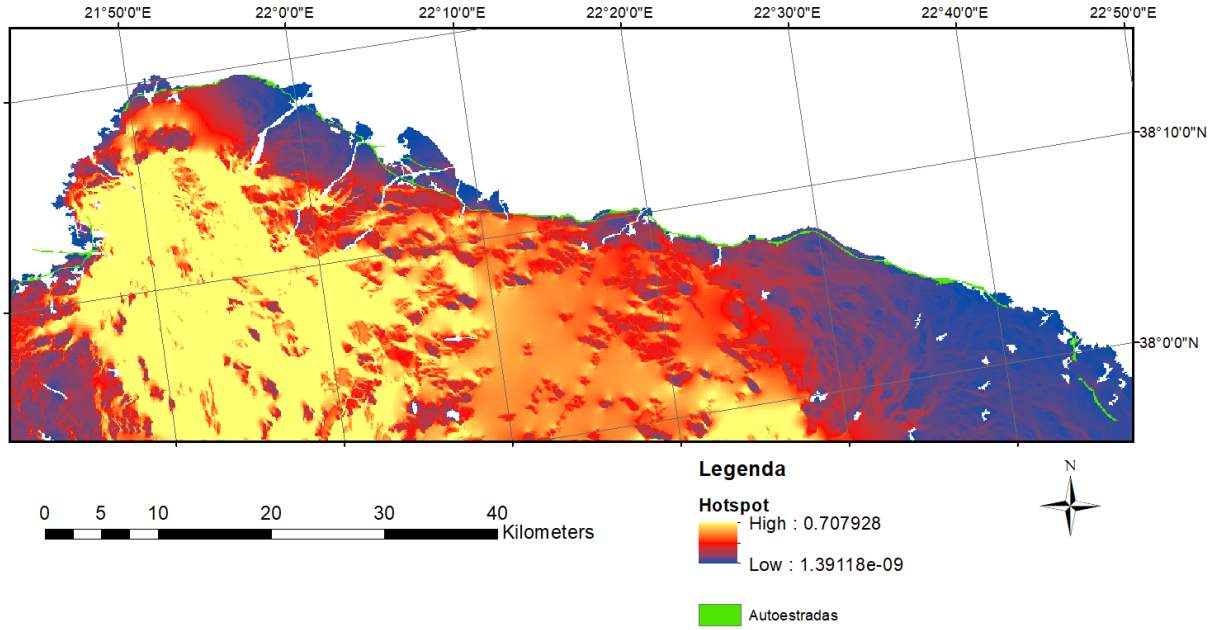


Figura 34 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas originais do Peloponeso (3b).

3b – A região Norte do Peloponeso é a área com maior importância para manutenção da conectividade da espécie *Ichthyosaura alpestris*. Apesar disso, como as autoestradas existentes percorrem o litoral e ficam a margem das áreas de maior corrente de movimento, o efeito barreira dessas acaba não sendo tão significativo para essa espécie (ver Figura 34).

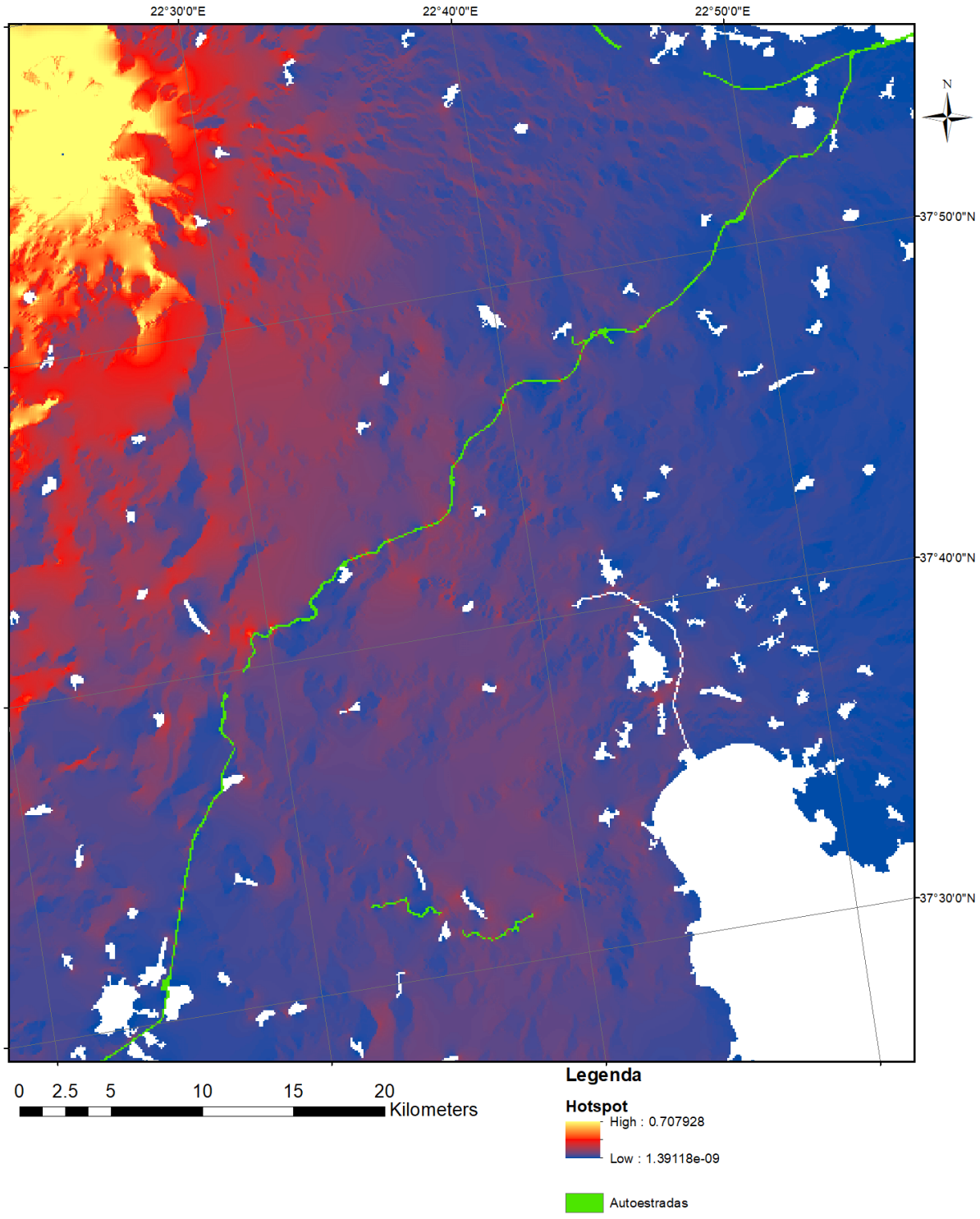


Figura 35 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas originais do Peloponeso (3c).

3c – As autoestradas localizadas na região Nordeste do Peloponeso exercem pouca importância para a manutenção da conectividade da *Ichthyosaura alpestris*, sendo merecida atenção apenas para alguns pontos de intermediários de corrente de movimento que cruzam as autoestradas dessa região (ver Figura 35).

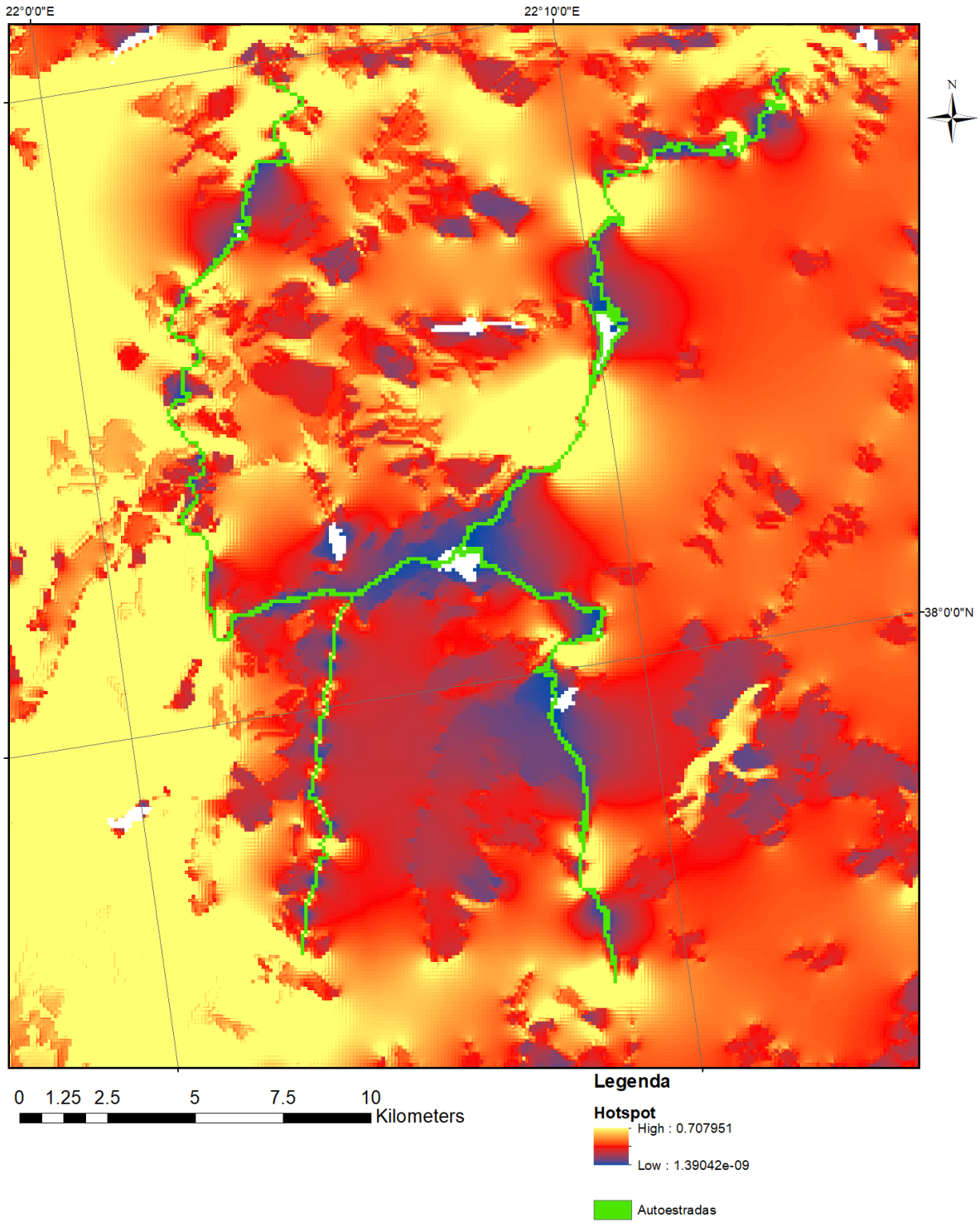


Figura 36 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (3d).

3d - A construção de uma autoestrada na região Norte do Peloponeso pode provocar imenso impacto na conectividade do *Ichthyosaura alpestris* a nível regional. A instalação de uma autoestrada nessa região poderia provocar um efeito de barreira de grande impacto na população dessa espécie no Peloponeso (ver Figura 36).

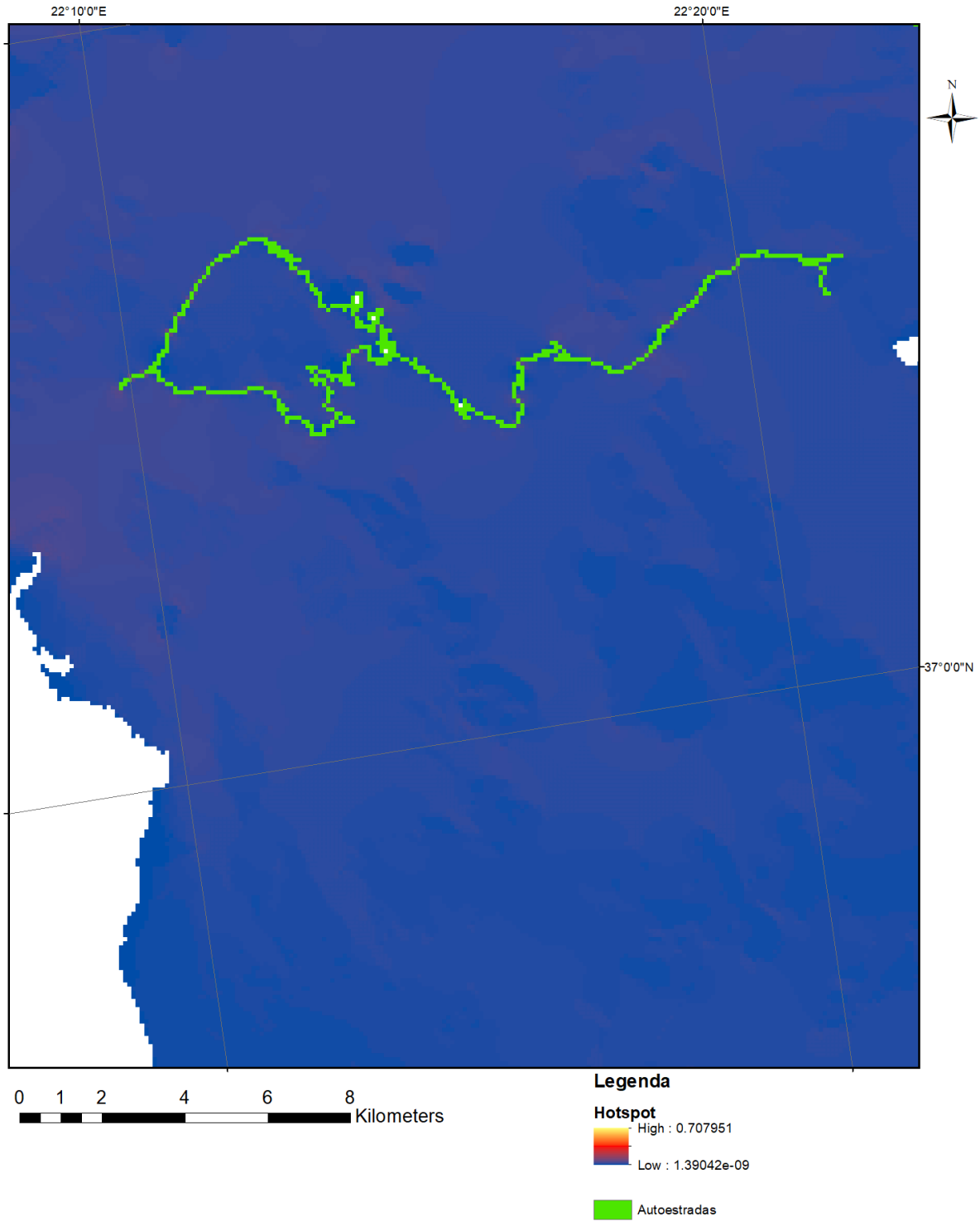


Figura 37 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (3e).

3e – A construção de uma autoestrada na região Sudoeste do Peloponeso exerceria pouca influência na conectividade das populações de *Ichthyosaura alpestris* na área de estudo (ver Figura 37).

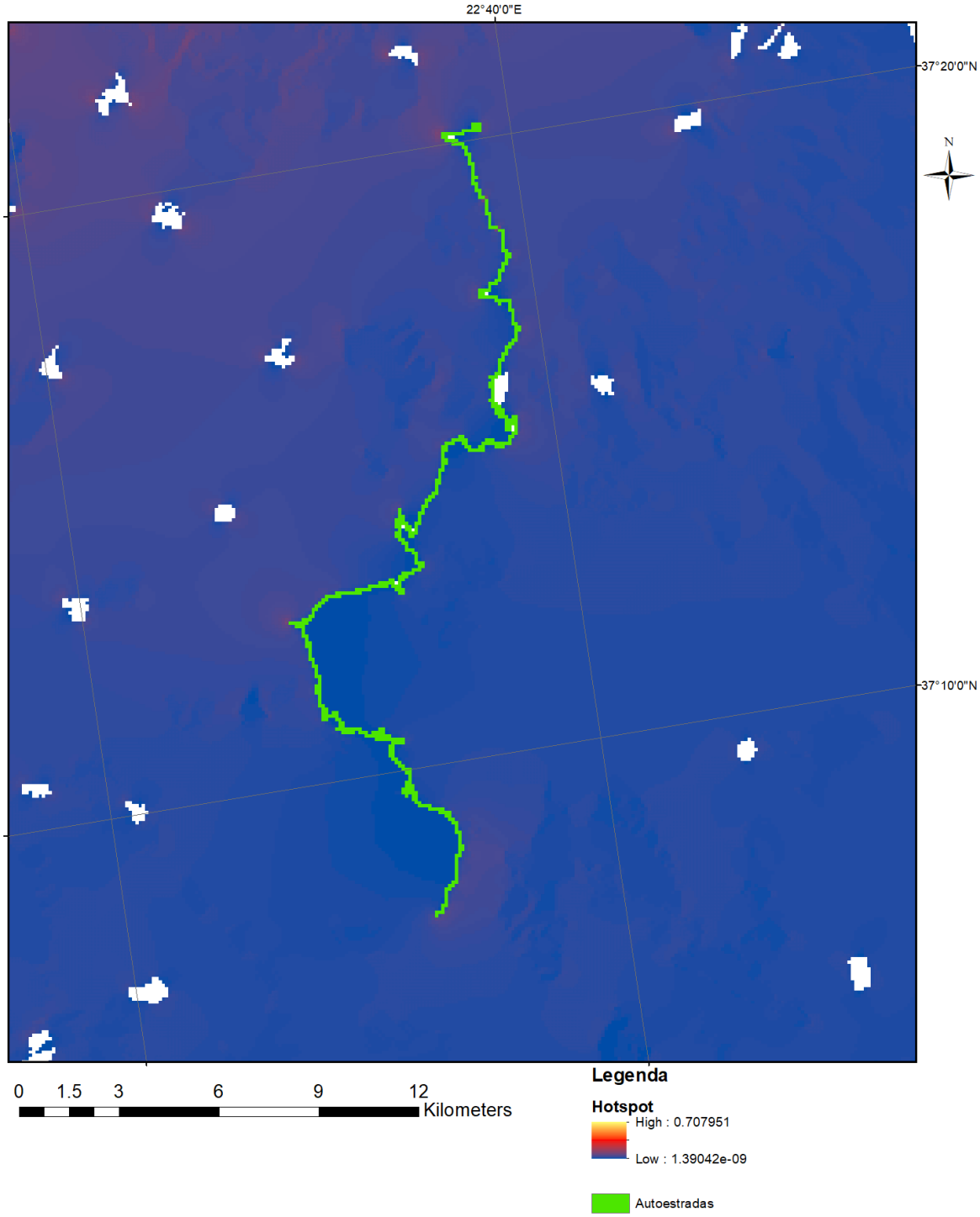


Figura 38 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Ichthyosaura alpestris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (3f).

3f - A construção de uma autoestrada na região Sudeste do Peloponeso, também, não representaria significativa influência na conectividade das populações de *Ichthyosaura alpestris* na área de estudo (ver Figura 38).

7.4. *Lissotriton vulgaris*

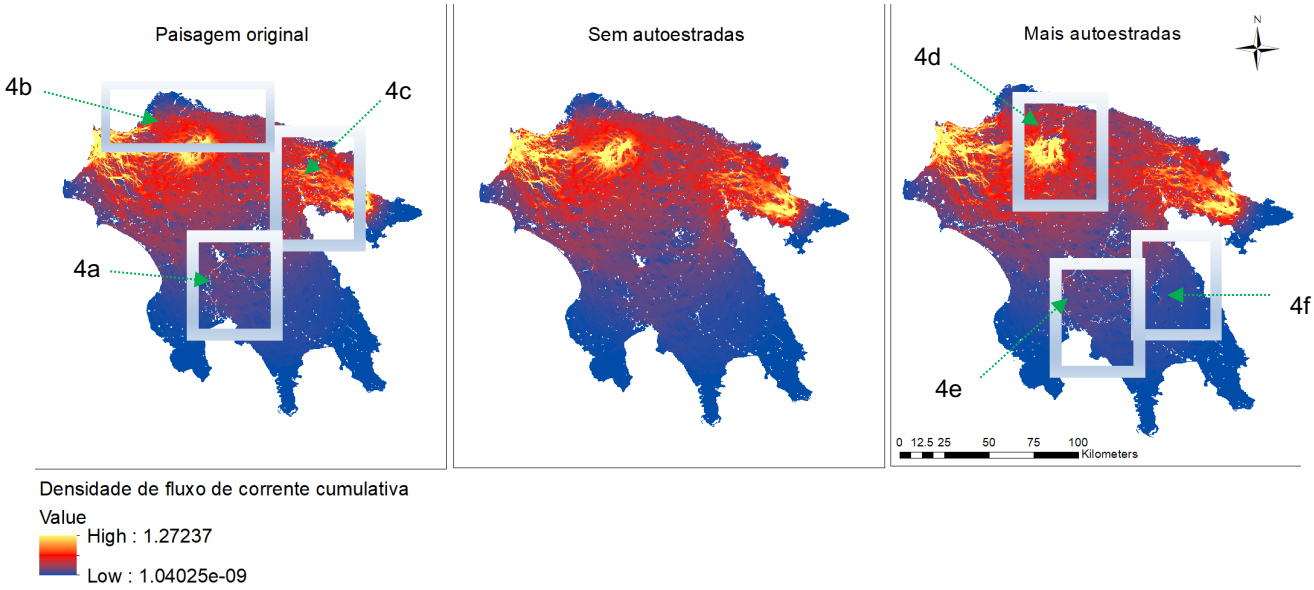


Figura 39 – Comparação dos resultados da conectividade do *Lissotriton vulgaris* nos três cenários. Mapas: 4a (ver Figura 40), 4b (ver Figura 41), 4c (ver Figura 42), 4d (ver Figura 43), 4e (ver Figura 44), 4f (ver Figura 45).

A espécie *Lissotriton vulgaris* tem do Centro ao Norte do Peloponeso áreas que foram identificadas como importantes para a conectividade de suas populações na área de estudo. Algumas dessas áreas são intercetadas por autoestradas existentes (ver Figura 39).

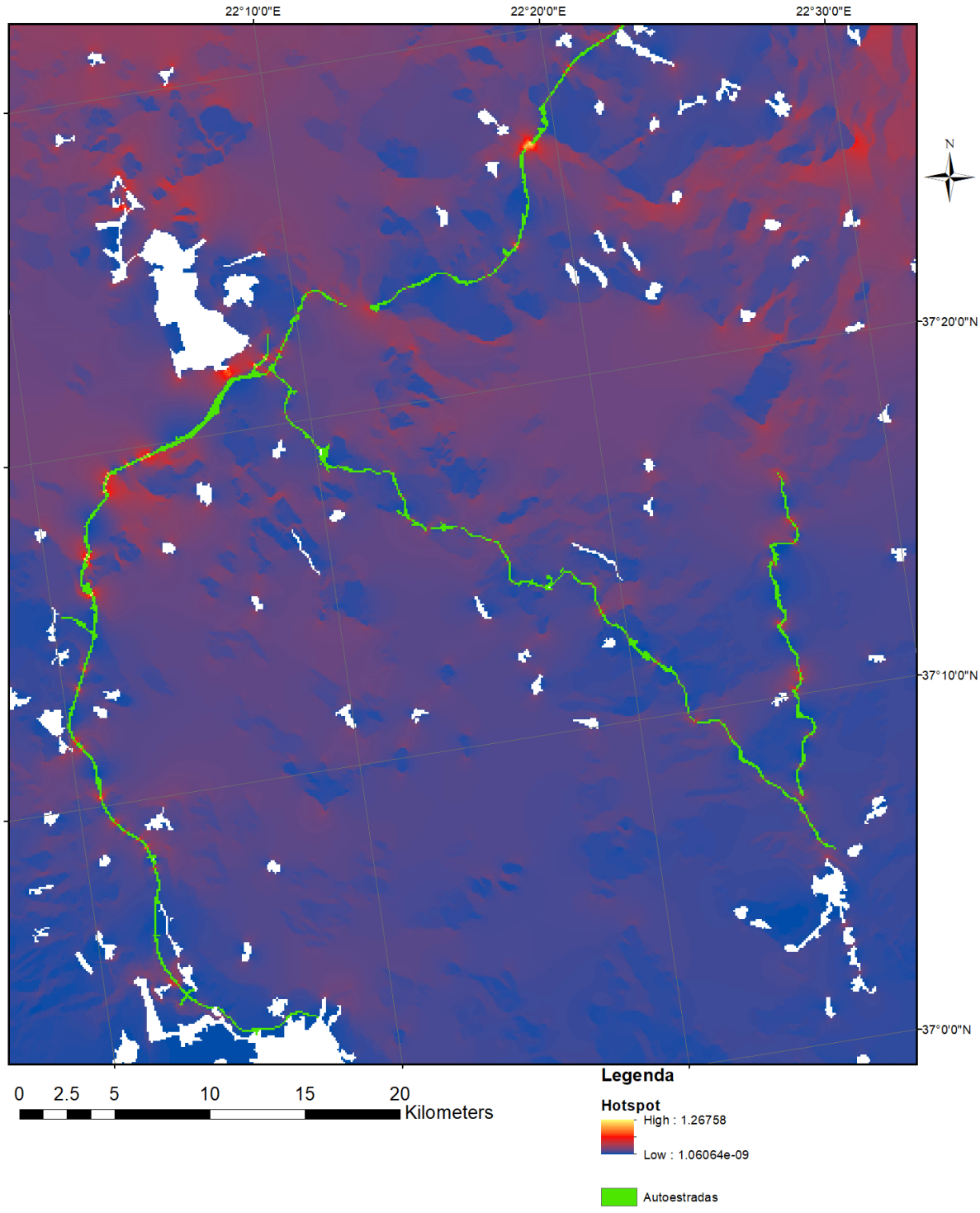


Figura 40 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas originais do Peloponeso (4a).

4a – As autoestradas da região Sudoeste apresentaram pouco impacto na conectividade das populações de *Lissotriton vulgaris* no Peloponeso. Apenas alguns poucos pontos de fluxo de corrente de força intermediária foram identificados ao longo da rodovia (ver Figura 40).

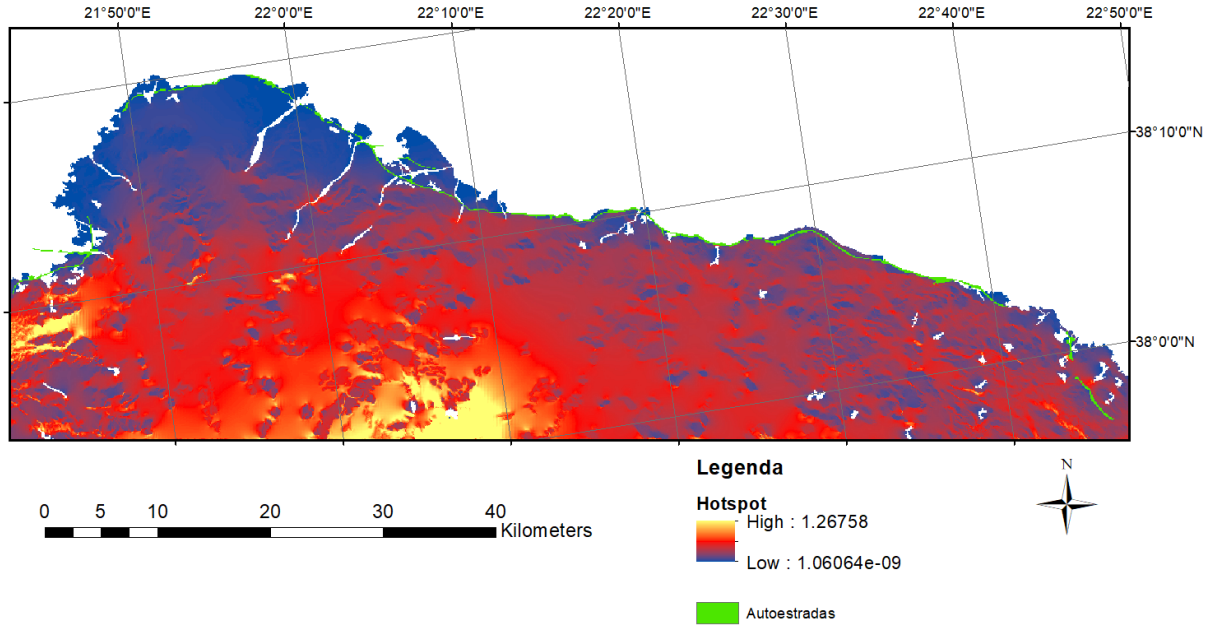


Figura 41 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas originais do Peloponeso (4b).

4b – A região Norte é muito importante para a manutenção da conectividade entre as populações de *Lissotriton vulgaris* no Peloponeso. Mas impacto das autoestradas existentes nessa região na conectividade dessa espécie não é tão significativo porque elas ocorrem bem próximas ao litoral e ficam a margem das áreas de maior corrente de movimento (ver Figura 41).

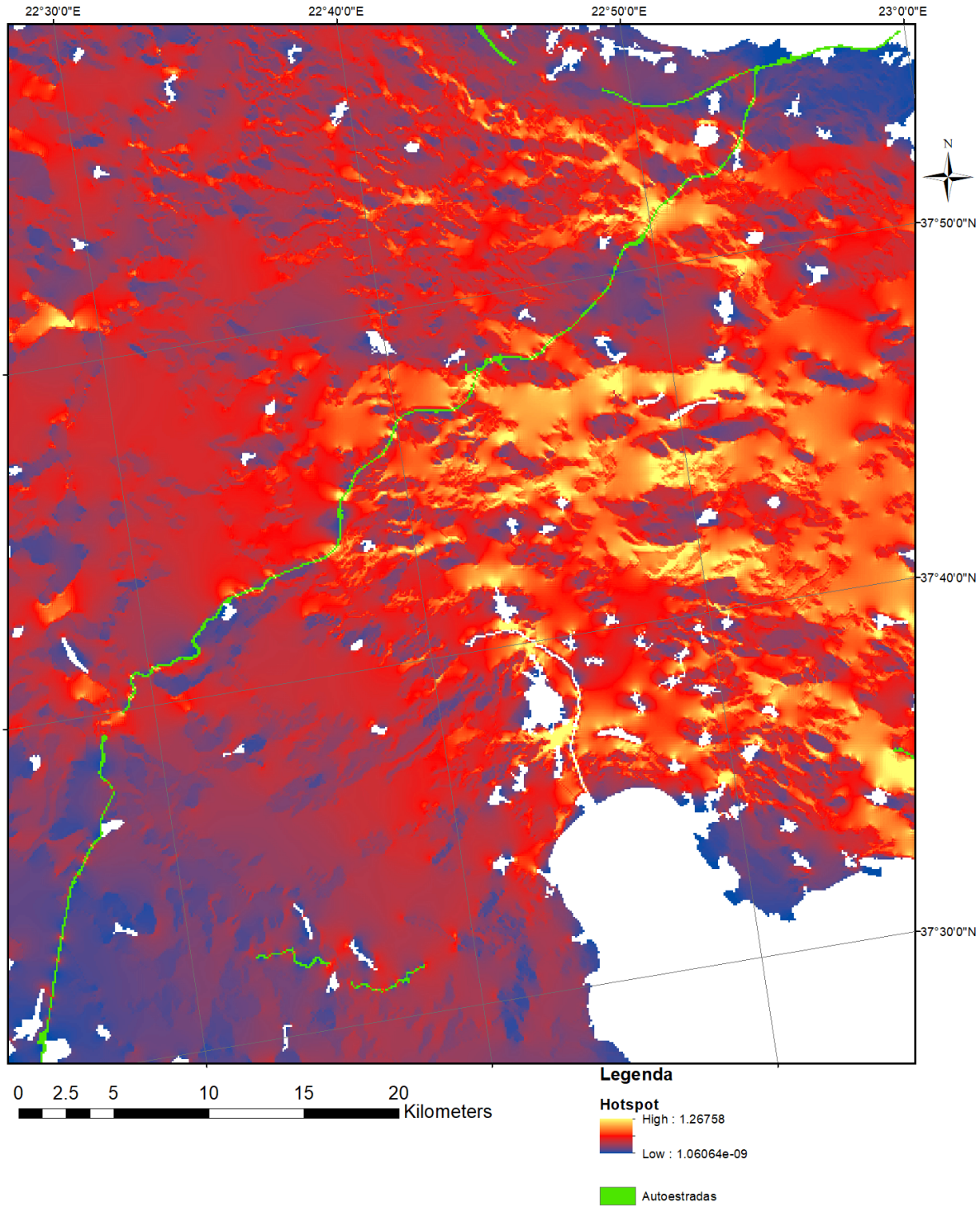


Figura 42 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas originais do Peloponeso (4c).

4c – A região Nordeste possuí autoestradas que atravessam uma vasta área importante para a conectividade do *Lissotriton vulgaris*. Essa região, apesar de não apresentar um fluxo de corrente tão alto, liga áreas com alta força de fluxo de corrente. Além disso, apresenta diversos hotspots ao longo da autoestrada (ver Figura 42).

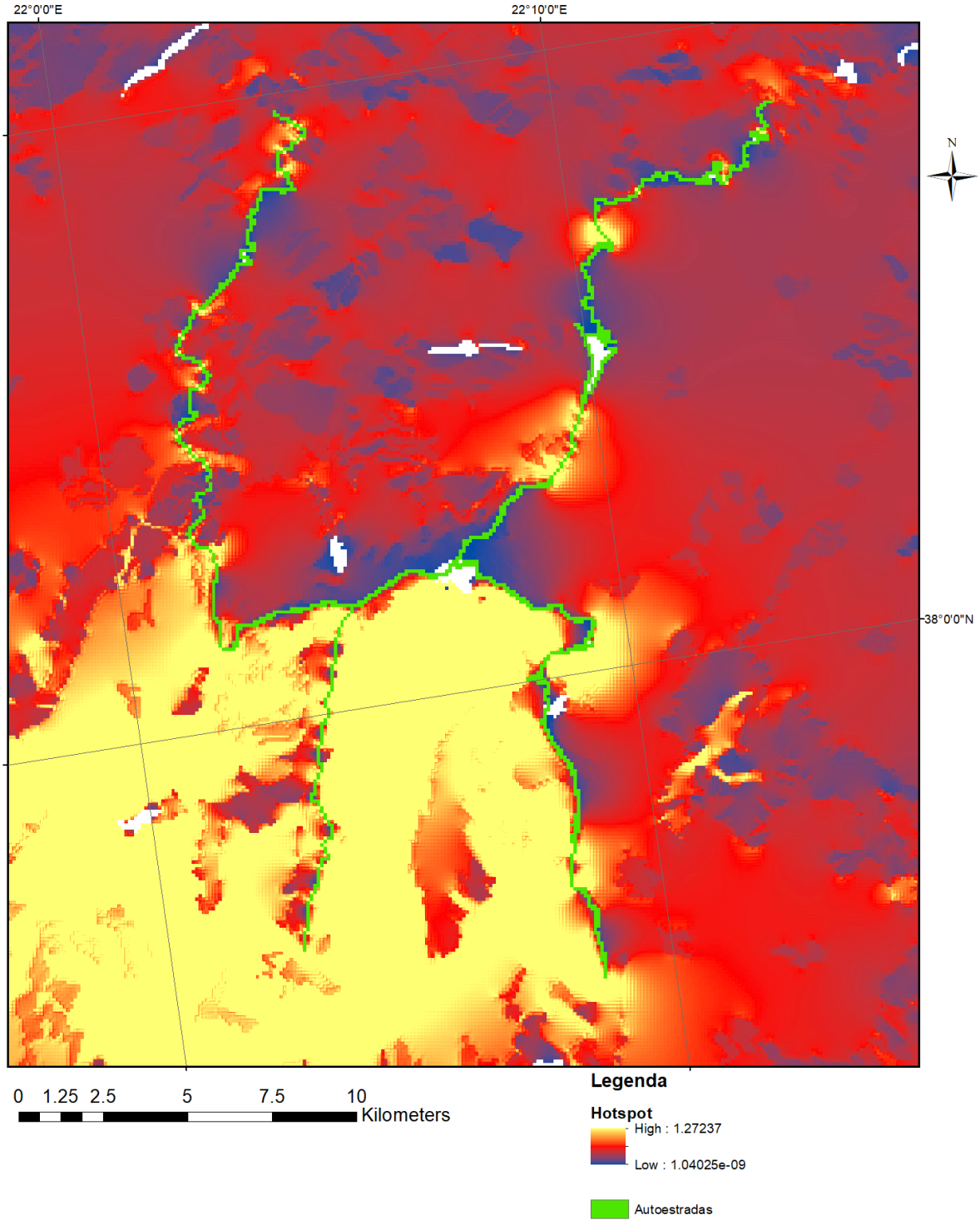


Figura 43 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (4d).

4d - A construção de uma autoestrada na região Norte do Peloponeso pode provocar imenso impacto na conectividade do *Lissotriton vulgaris* a nível regional. A instalação de uma autoestrada nessa região poderia provocar um efeito de barreira de grande intensidade na população dessa espécie na área de estudo (ver figura 43).

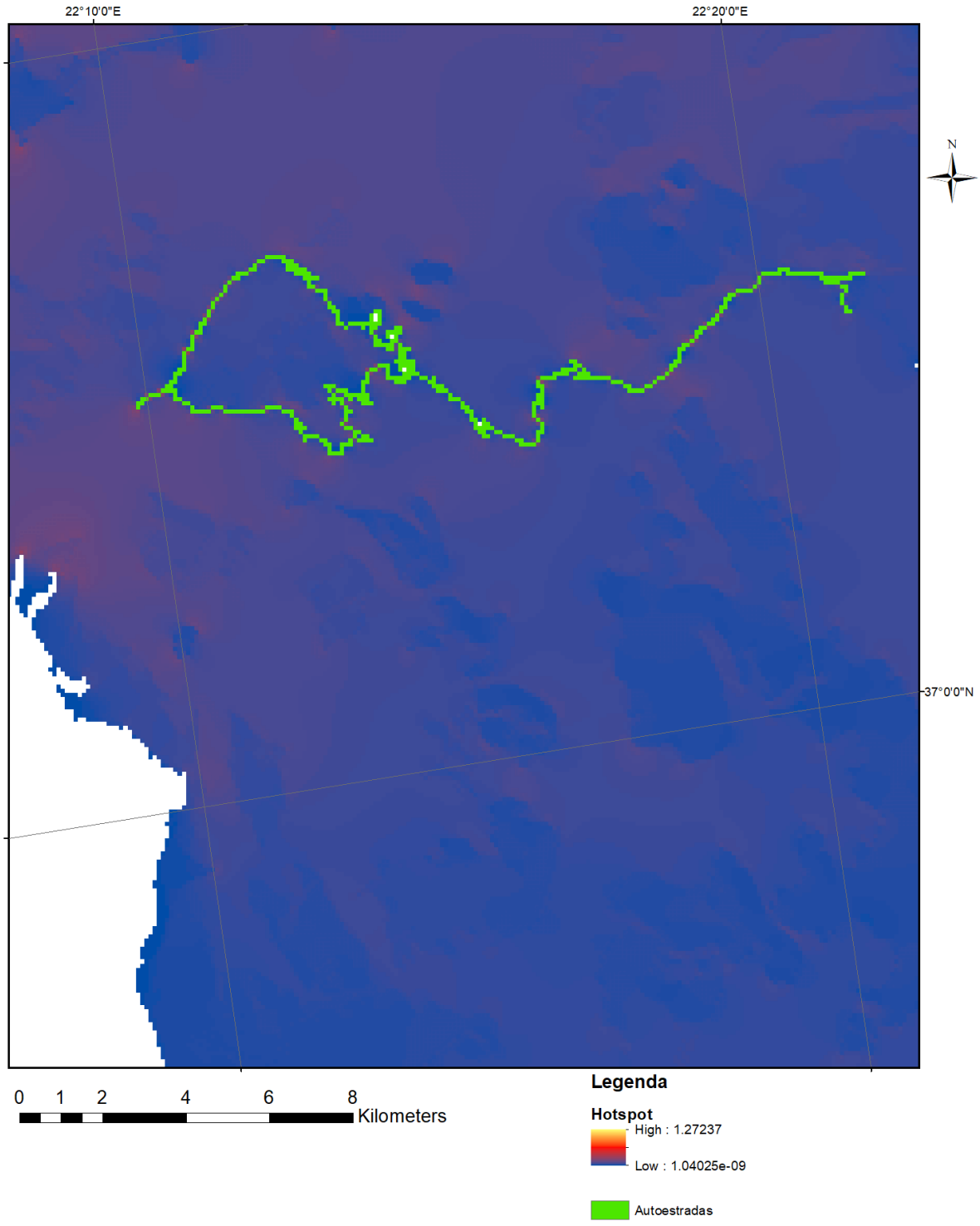


Figura 44 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (4e).

4e - A construção de uma autoestrada na região Sudoeste do Peloponeso exerceria pouca influência na conectividade das populações de *Lissotriton vulgaris* na área de estudo (ver Figura 44).

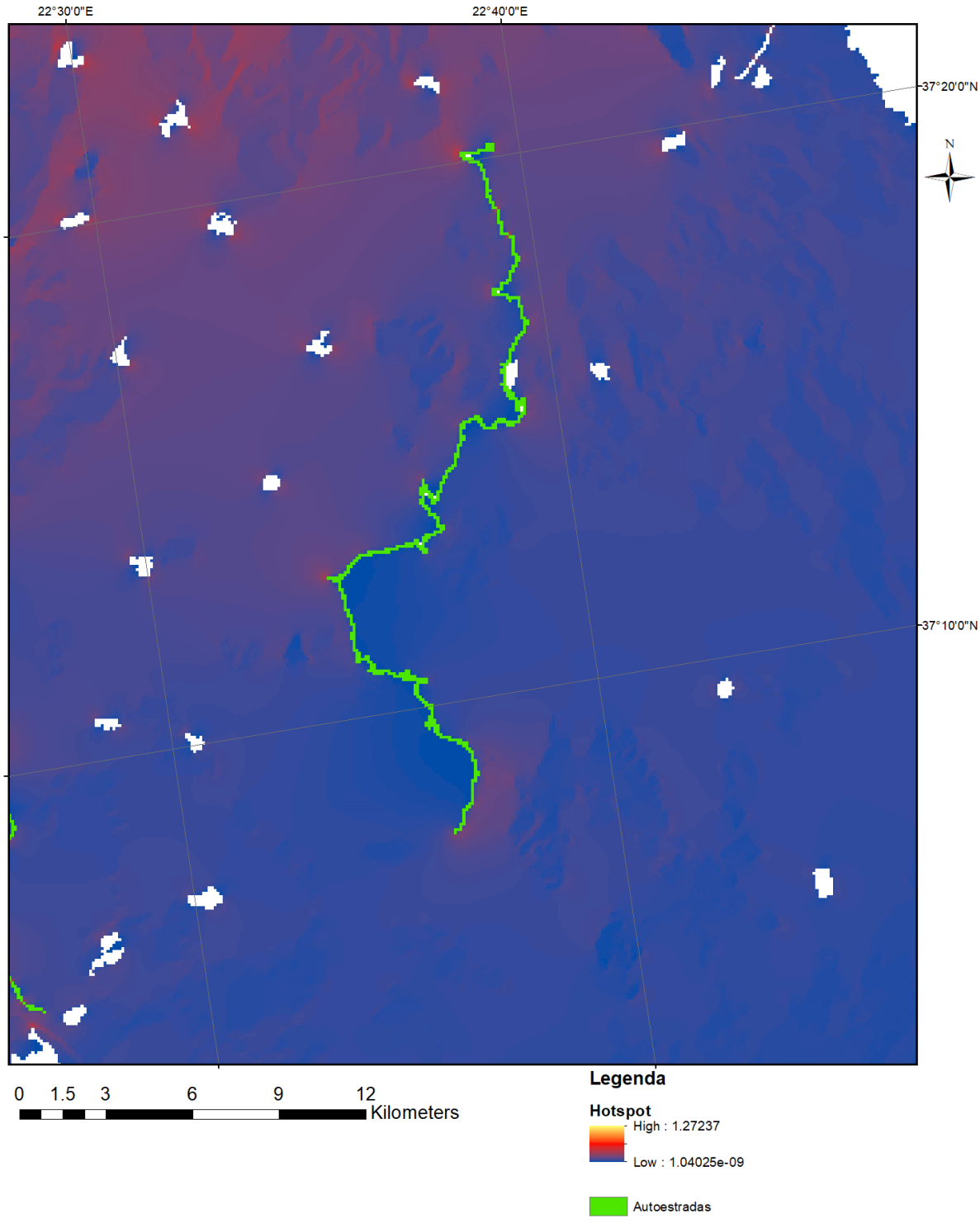


Figura 45 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação do *Lissotriton vulgaris* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (4f).

4f - A construção de uma autoestrada na região Sudeste do Peloponeso, também, não representaria significativa influência na conectividade das populações de *Lissotriton vulgaris* na área de estudo (ver Figura 45).

7.5. *Rana dalmatina*

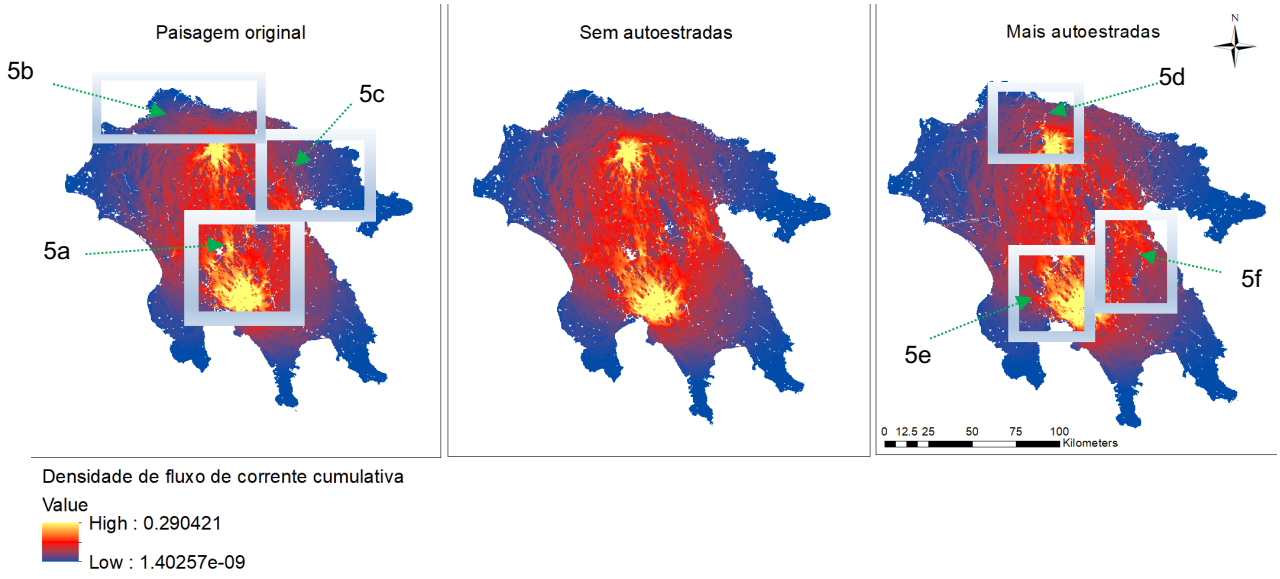


Figura 46 – Comparação dos resultados da conectividade do *Rana dalmatina* nos três cenários. Mapas: 5a (ver Figura 47), 5b (ver Figura 48), 5c (ver Figura 49), 5d (ver Figura 50), 5e (ver Figura 51), 5f (ver Figura 52).

A espécie *Rana dalmatina* possuí áreas importantes para a manutenção da conectividade das suas populações que vão de Norte a Sul do Peloponeso. Dessa forma, grandes percursos de autoestradas acabam intercetando importantes habitats dessa espécie (ver Figura 46).

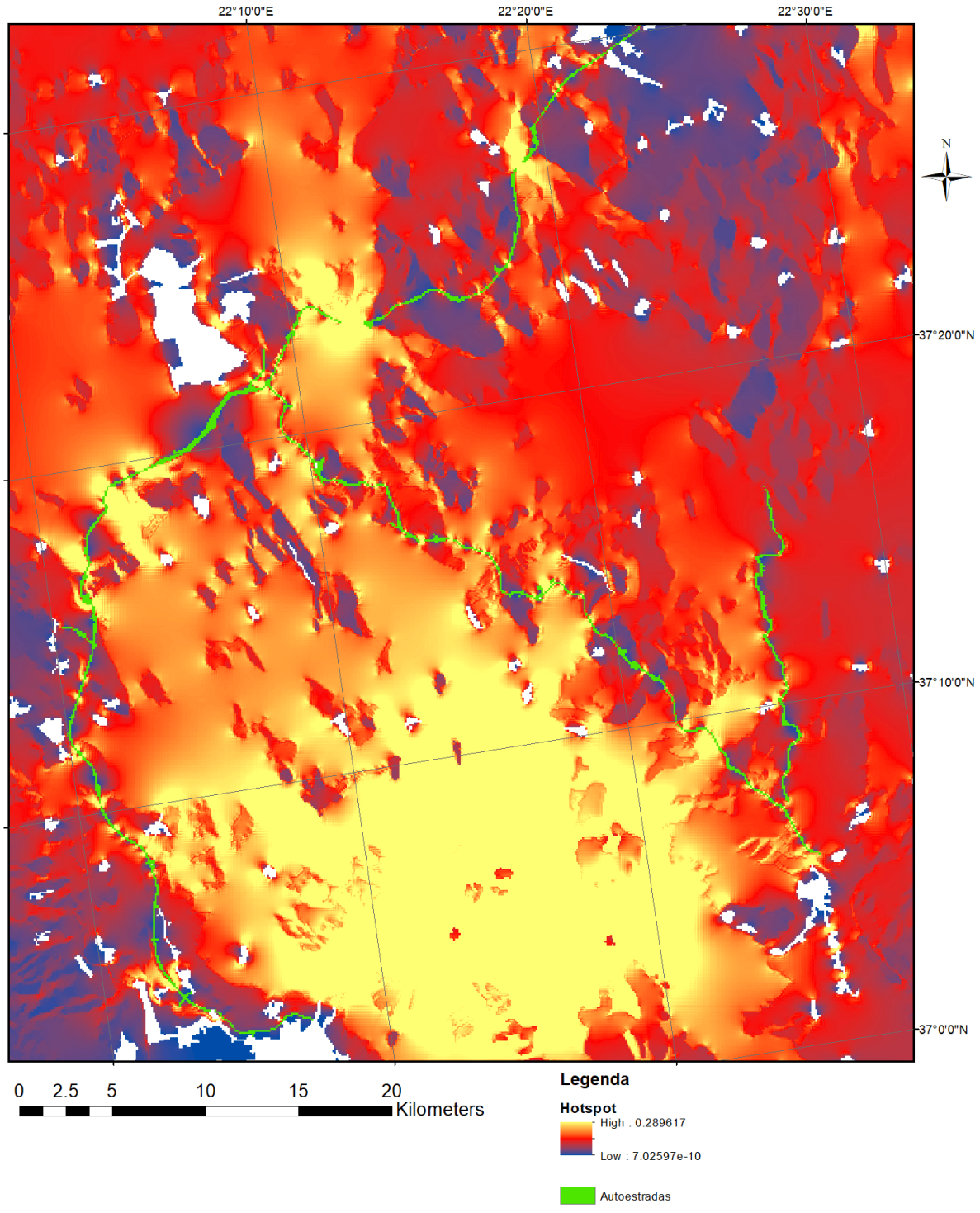


Figura 47 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas originais do Peloponeso (5a).

5a – As autoestradas da região Sudoeste do Peloponeso atravessam uma vasta área que importante para manutenção da conectividade da *Rana dalmatina*. É possível verificar pontos de alta densidade de fluxo de corrente ao longo do percurso de todas as autoestradas dessa região (ver Figura 47).

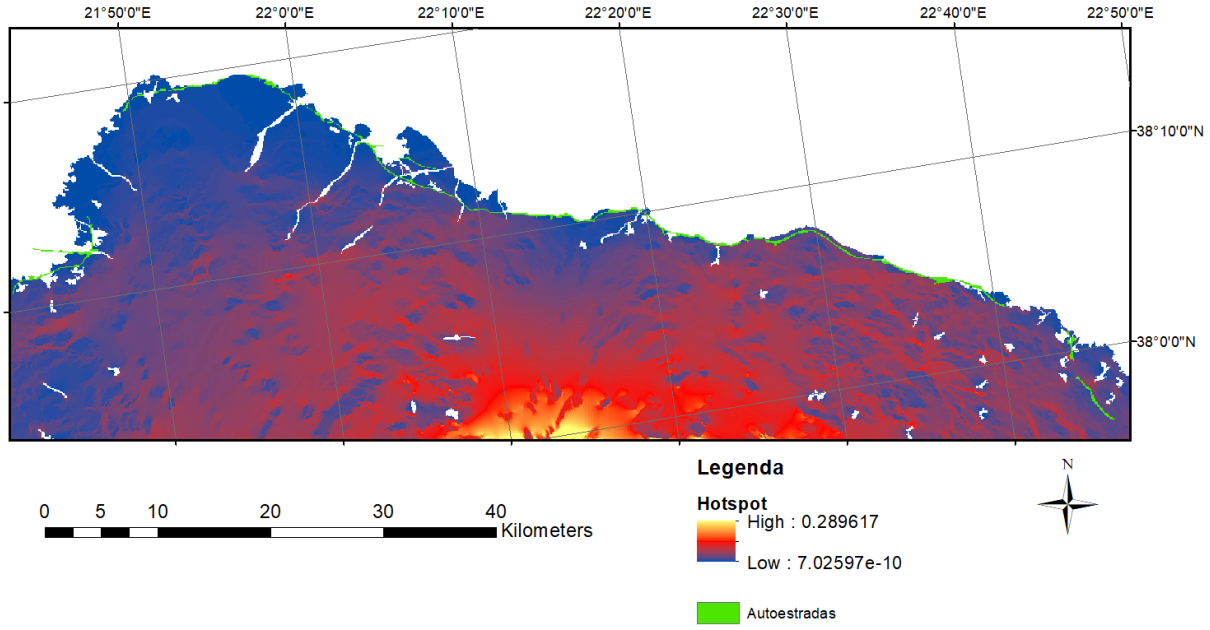


Figura 48 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas originais do Peloponeso (5b).

5b – As autoestradas da região Norte do Peloponeso exercem pouco efeito de barreira entre as populações de *Rana dalmatina*. Apenas em áreas mais a leste do mapa pode-se verificar algumas correntes intermediárias em contacto com as margens das autoestradas do litoral Norte Peloponeso (ver Figura 48).

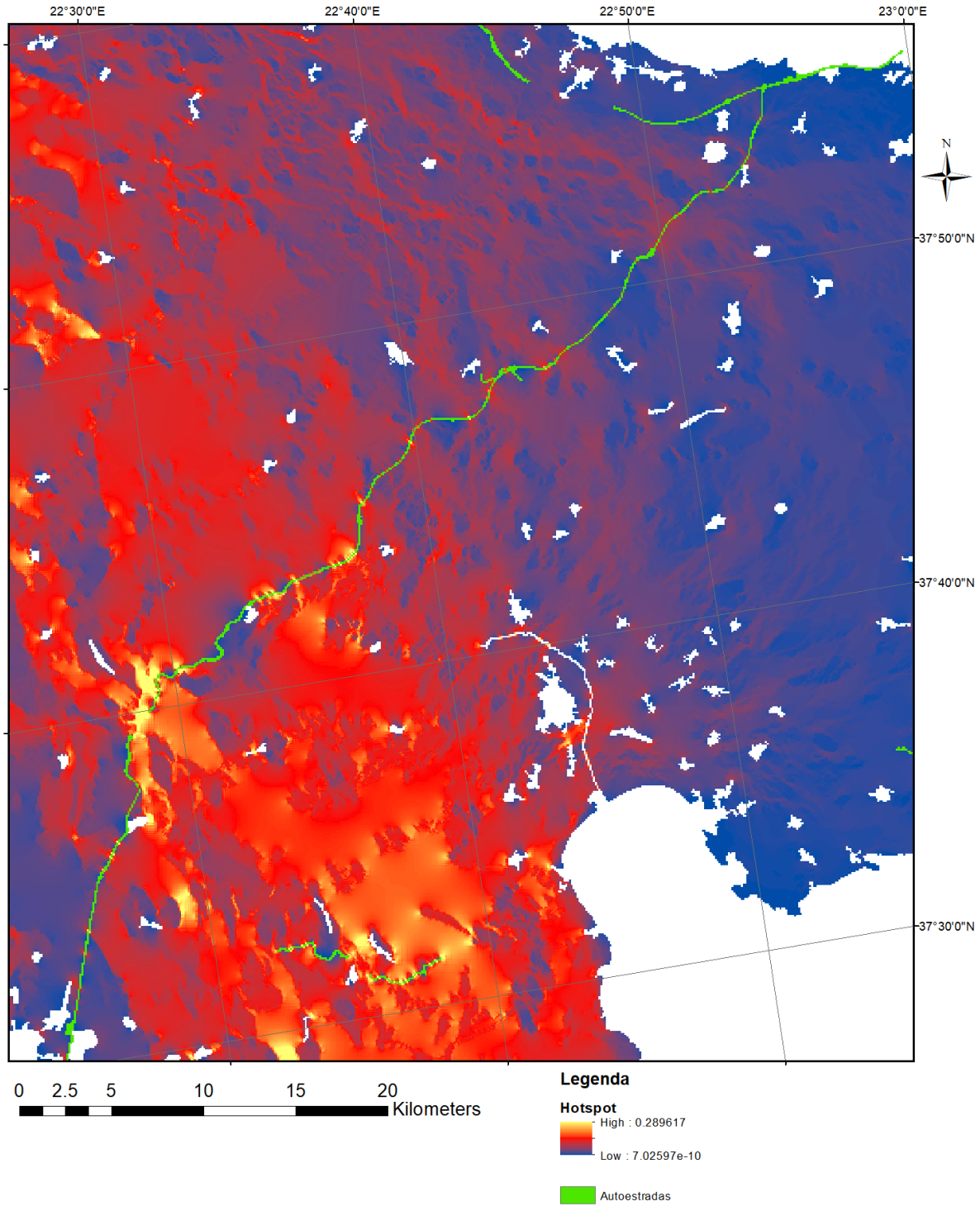


Figura 49 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas originais do Peloponeso (5c).

5c – As autoestradas da região Nordeste do Peloponeso exercem maior impacto na diminuição da conectividade das populações de *Rana dalmatina* na parte Centro-sul do mapa. No restante das regiões, a influência das autoestradas não é muito significativa e apenas alguns pontos de fluxo de corrente intermediária que cruzam as autoestradas merecem atenção para essa espécie (ver Figura 49).

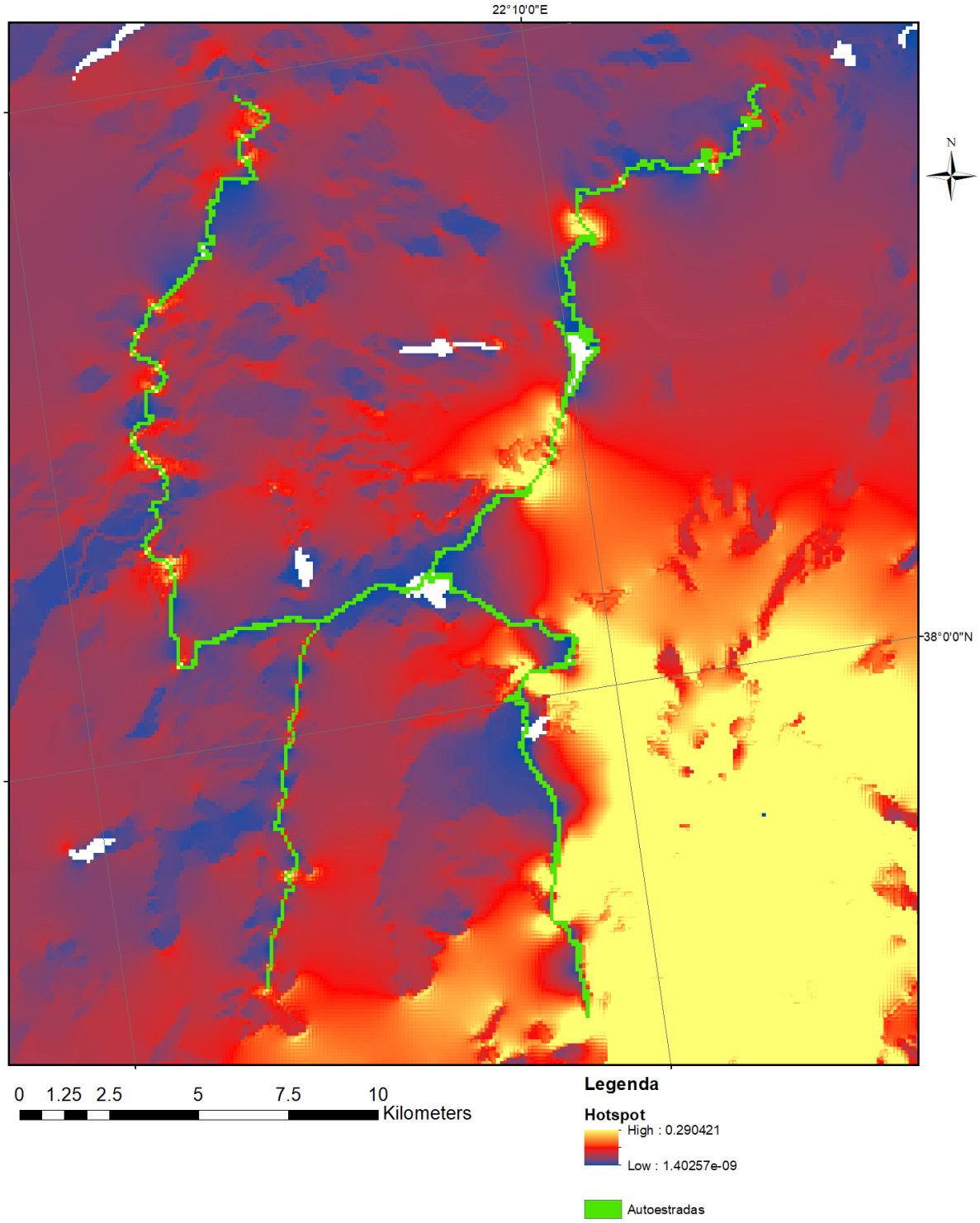


Figura 50 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (5d).

5d – A construção hipotética de nosso estudo na região Norte do Peloponeso pode interferir na conectividade das populações de *Rana dalmatina* e provocar grande aumento de atropelamentos desses animais se não adotadas medidas mitigadoras eficientes. Esse aumento seria porque essa autoestrada estaria localizada no limite de uma área de grande alta corrente de dispersão da espécie *Rana dalmatina* (ver Figura 50).

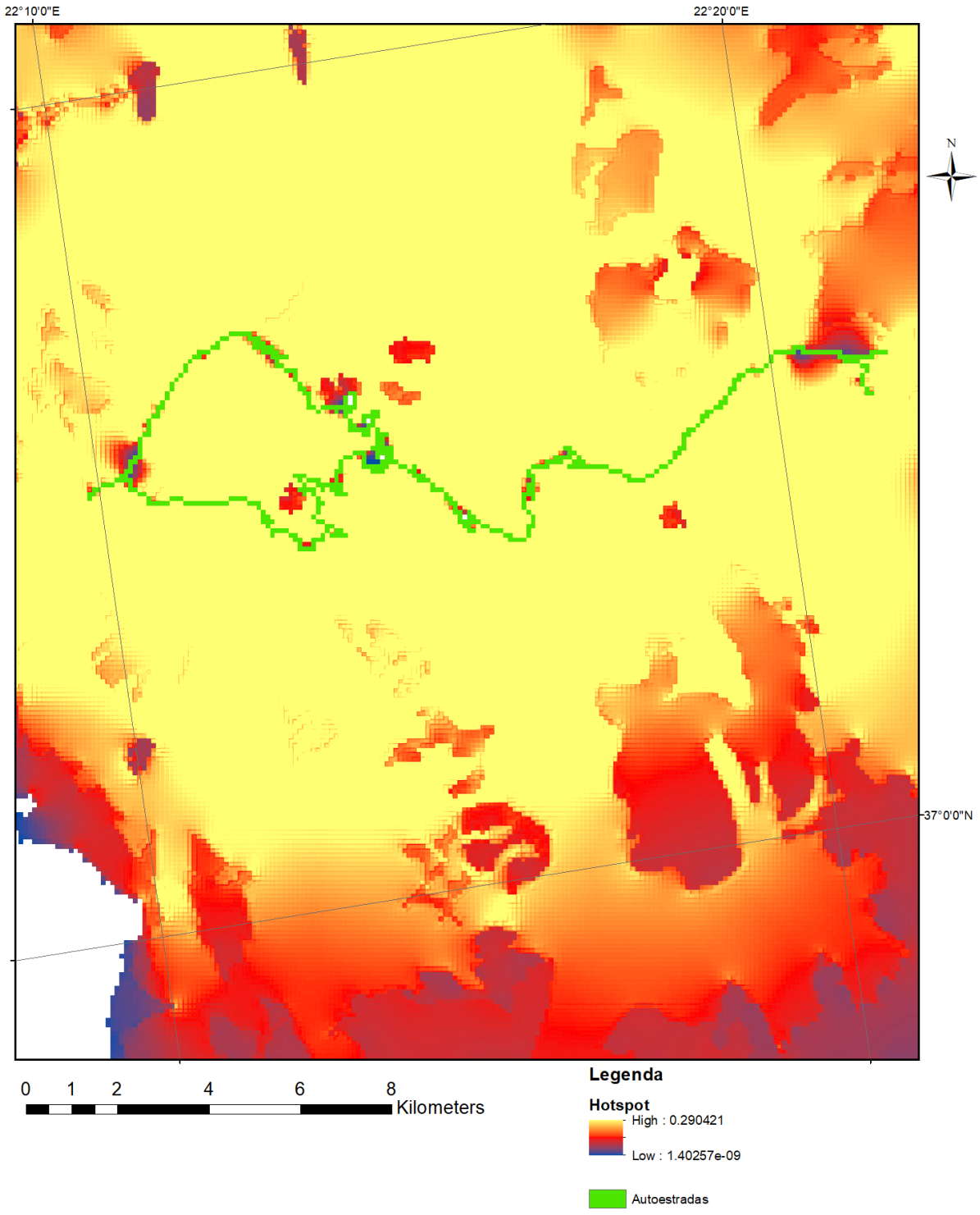


Figura 51 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso com mapa utilizando a simbologia "Stretch" - Standard Deviations do ArcGIS (5e).

5e – A construção de uma autoestrada na região Sudoeste, principalmente nessa escolhida por esse estudo, provocaria grande impacto, tanto na diminuição da conectividade das populações de *Rana dalmatina*, quanto no grande aumento da taxa de mortalidade de atropelamento desses anfíbios. Isso ocorreria, pois, essa autoestrada hipotética estaria localizada em uma das áreas núcleos de importância de dispersão da espécie *Rana dalmatina* na região do Peloponeso.

Como a densidade de fluxo de corrente nessa área núcleo é muito intensa, a resolução da imagem do mapa produzido pelo ArcGIS na simbologia “Stretch” - Standard Deviations mostra poucos detalhes para uma análise. Por isso, representamos essa região com dois mapas produzidos com simbologia diferente, o primeiro com a simbologia anteriormente citada e o outro com a simbologia “Stretch” - Percent Clip para poder visualizar melhor a interferência da autoestrada nessa espécie de anfíbio (ver Figura 51 e 52).

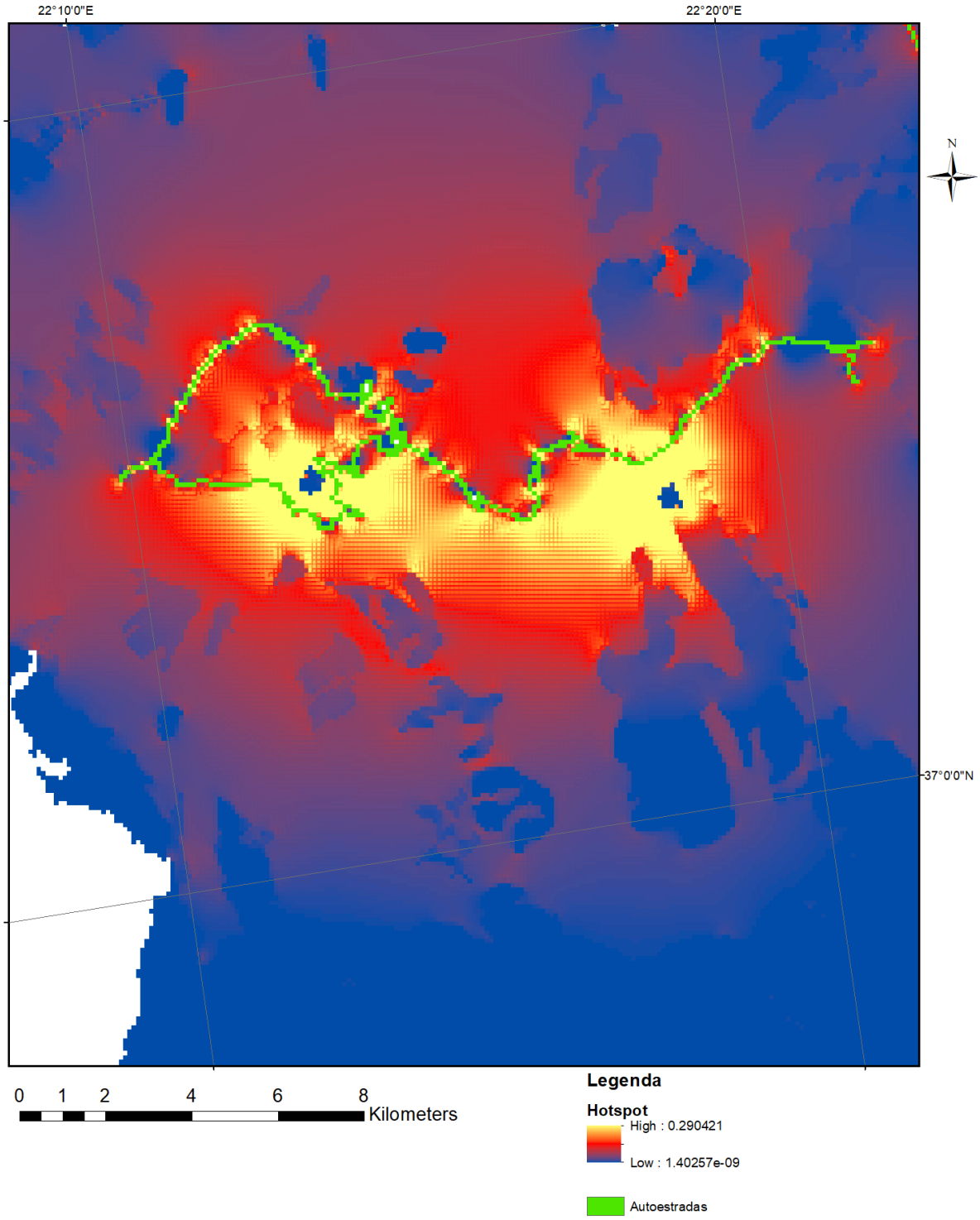


Figura 52 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso com mapa utilizando a simbologia “Stretch” - Percent Clip do ArcGIS (5e).

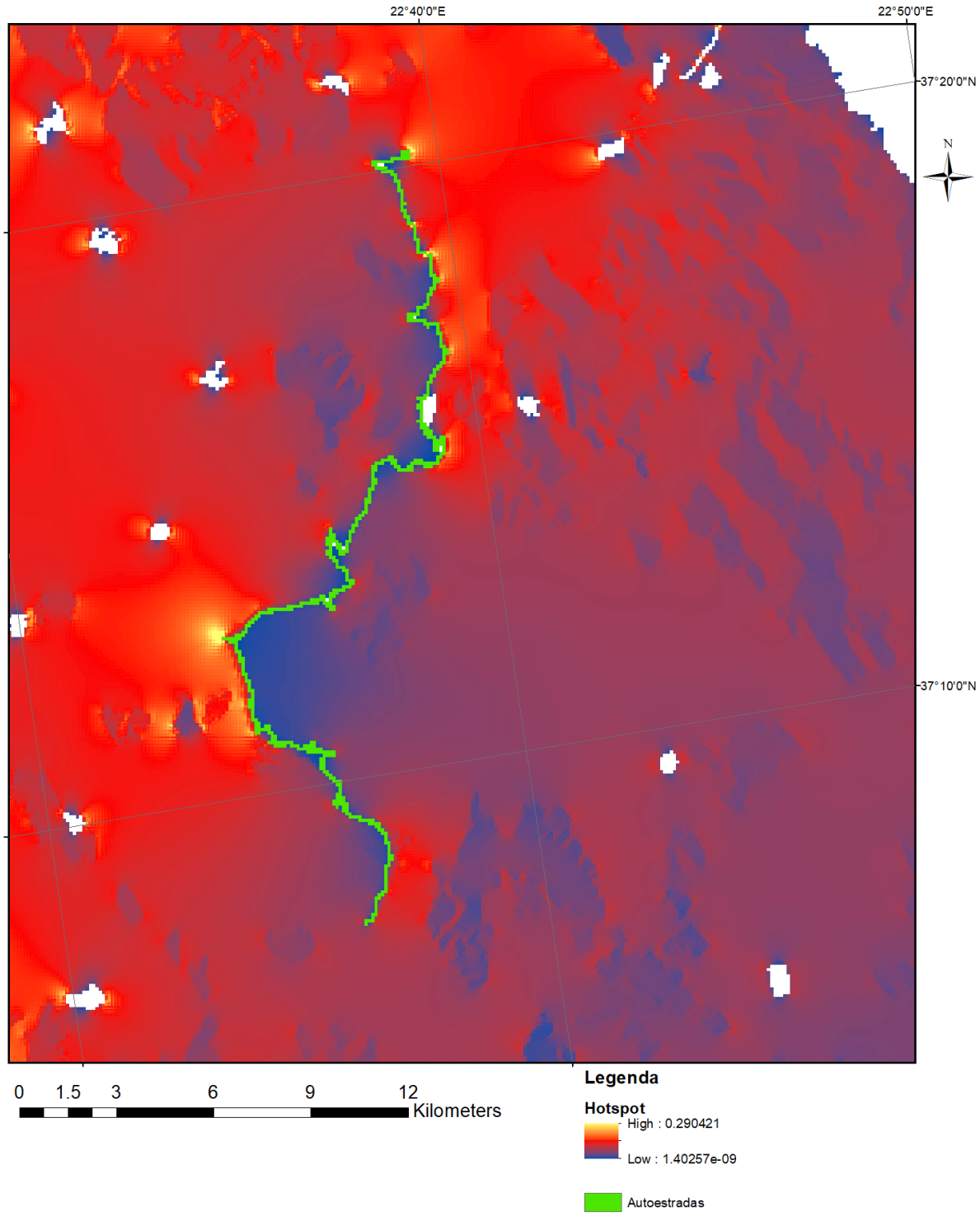


Figura 53 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Rana dalmatina* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (5f).

5f – Uma autoestrada construída nessa região Sudeste do Peloponeso poderia provocar uma interferência média na diminuição da conectividade das populações da *Rana dalmatina*. Isso porque essa autoestrada estaria contida numa região identificada com de fluxo intermediário de corrente. Entretanto, algumas áreas dessa autoestrada criariam grande barreira entre populações dessa espécie, como pode ser visto no mapa a formação de áreas com muito baixo fluxo de corrente próximo a autoestrada, por isso

a importância de implantação de mecanismos de travessia de fauna nesses trechos de rodovia (ver Figura 53).

7.6. Salamandra salamandra

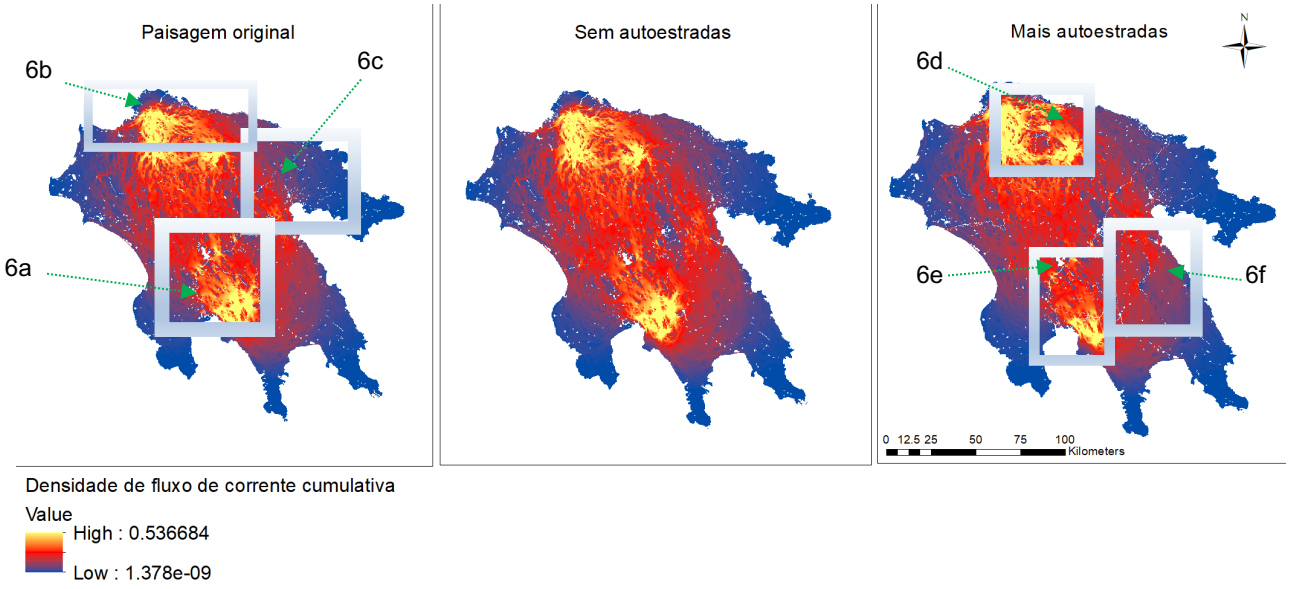


Figura 54 – Comparação dos resultados da conectividade da espécie *Salamandra salamandra* nos três cenários. Mapas: 6a (ver Figura 55), 6b (ver Figura 56), 6c (ver Figura 57), 6d (ver Figura 58), 6e (ver Figura 59), 6f (ver Figura 60).

A espécie *Salamandra salamandra* teve um resultado de grandes áreas de dispersão importantes para manutenção da conectividade das populações dessa espécie no Peloponeso. Essas áreas abrangem quase todo o território do Peloponeso, por isso muitas dessas áreas podem entrar em choque com as autoestradas existentes e as que venham a ser construídas (ver Figura 54).

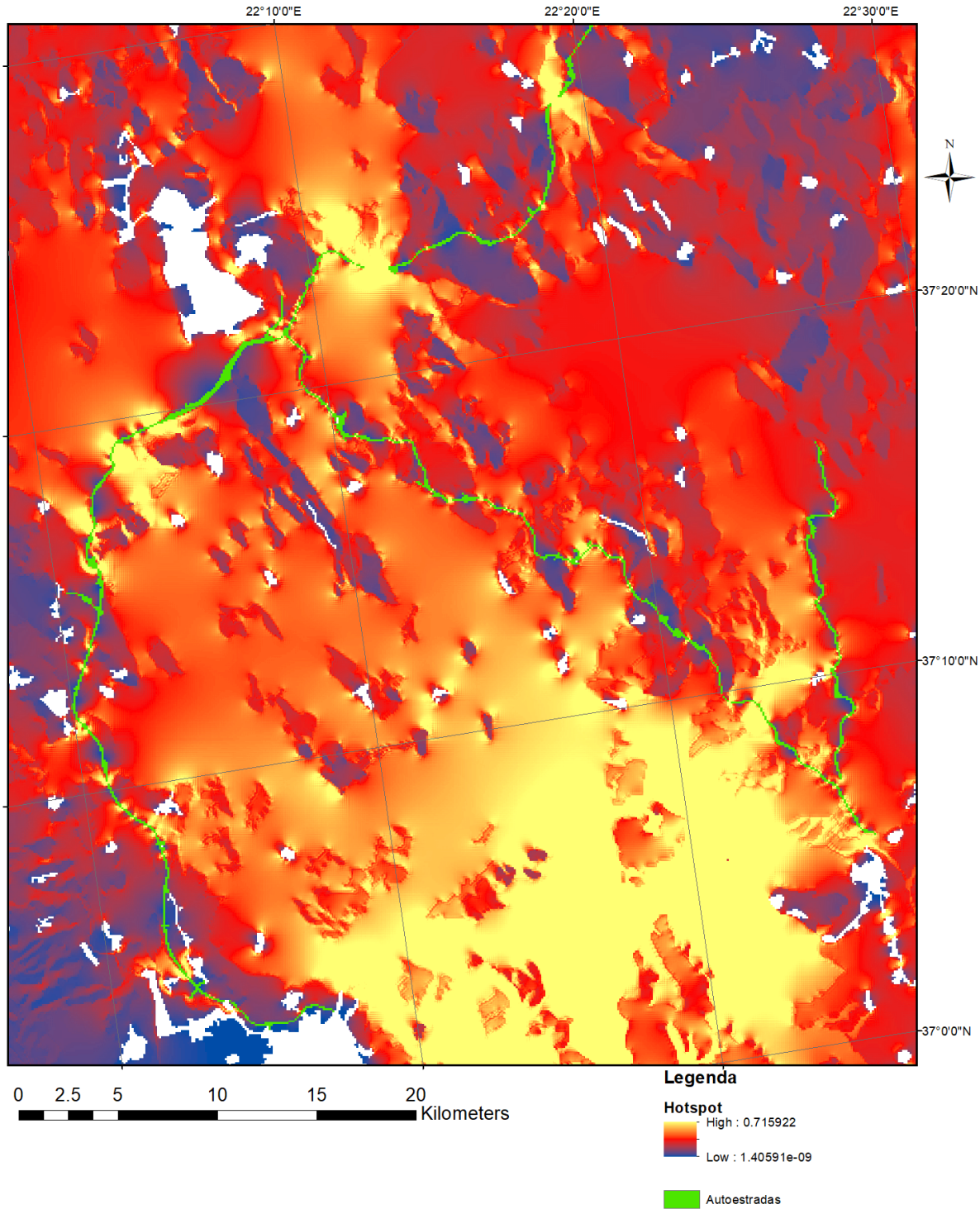


Figura 55 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas originais do Peloponeso (6a).

6a – As autoestradas da região Sudoeste do Peloponeso estão contidas em áreas com considerável fluxo de corrente dispersiva para a *Salamandra salamandra* em quase toda as suas extensões. É possível identificar pontos bem fortes de afunilamento de corrente junto a alguns trechos das autoestradas que seriam muito importantes para adoção de medidas mitigadoras no sentido de diminuir a taxa mortalidade de atropelamento da espécie, bem como no sentido de aumentar a travessia desses anfíbios de um lado a outro da autoestrada em segurança (ver Figura 55).

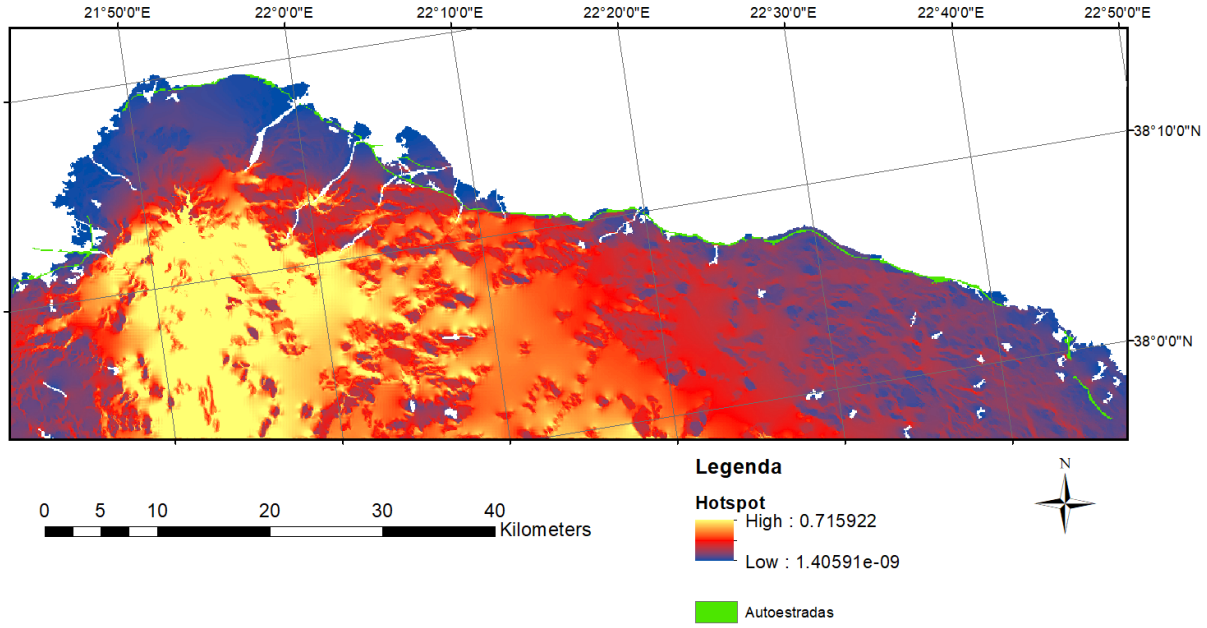


Figura 56 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas originais do Peloponeso (6b).

6b – Apesar da região Norte ser muito importante para a manutenção da conectividade entre as populações de *Salamandra salamandra* no Peloponeso, o impacto das autoestradas existentes nessa região na conectividade dessa espécie não é tão significativo. Isso ocorre porque essas autoestradas estão localizadas próximas ao litoral e ficam a margem das áreas de fluxo de corrente dispersiva dessa espécie. Entretanto, é importante dar-se atenção a alguns pontos onde correntes de força intermediária se chocam com as autoestradas do litoral e podem indicar maior probabilidade de perdas de indivíduos dessa espécie por atropelamento (ver Figura 56).

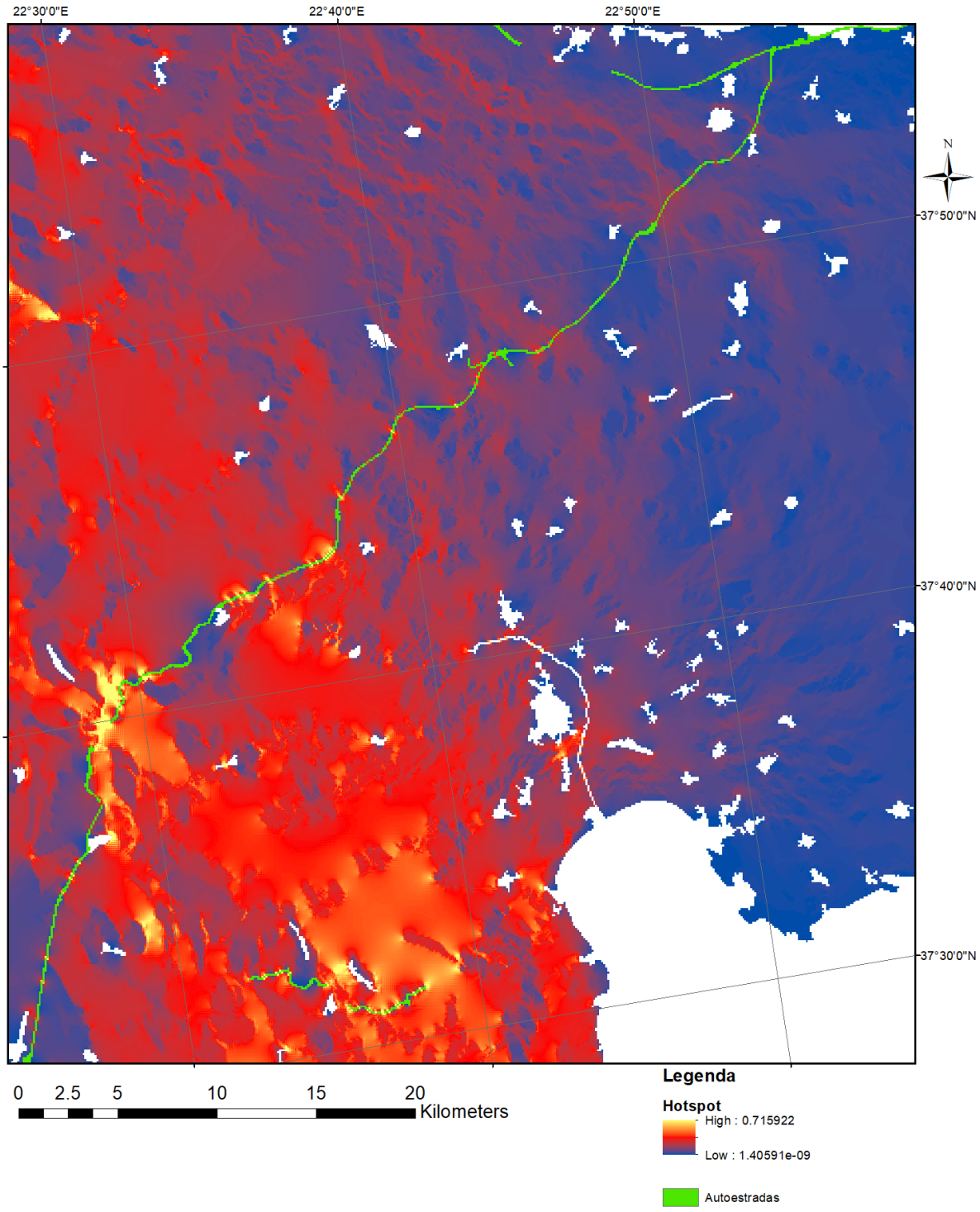


Figura 57 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas originais do Peloponeso (6c).

6c – As autoestradas da região Nordeste do Peloponeso exercem maior impacto na diminuição da conectividade das populações de *Salamandra salamandra* na parte Centro-sul do mapa. No restante das regiões, a influência das autoestradas não é muito significativa e apenas alguns pontos de fluxo de corrente intermediária que cruzam as autoestradas merecem atenção para adoção de medidas mitigadoras para essa espécie (ver Figura 57).

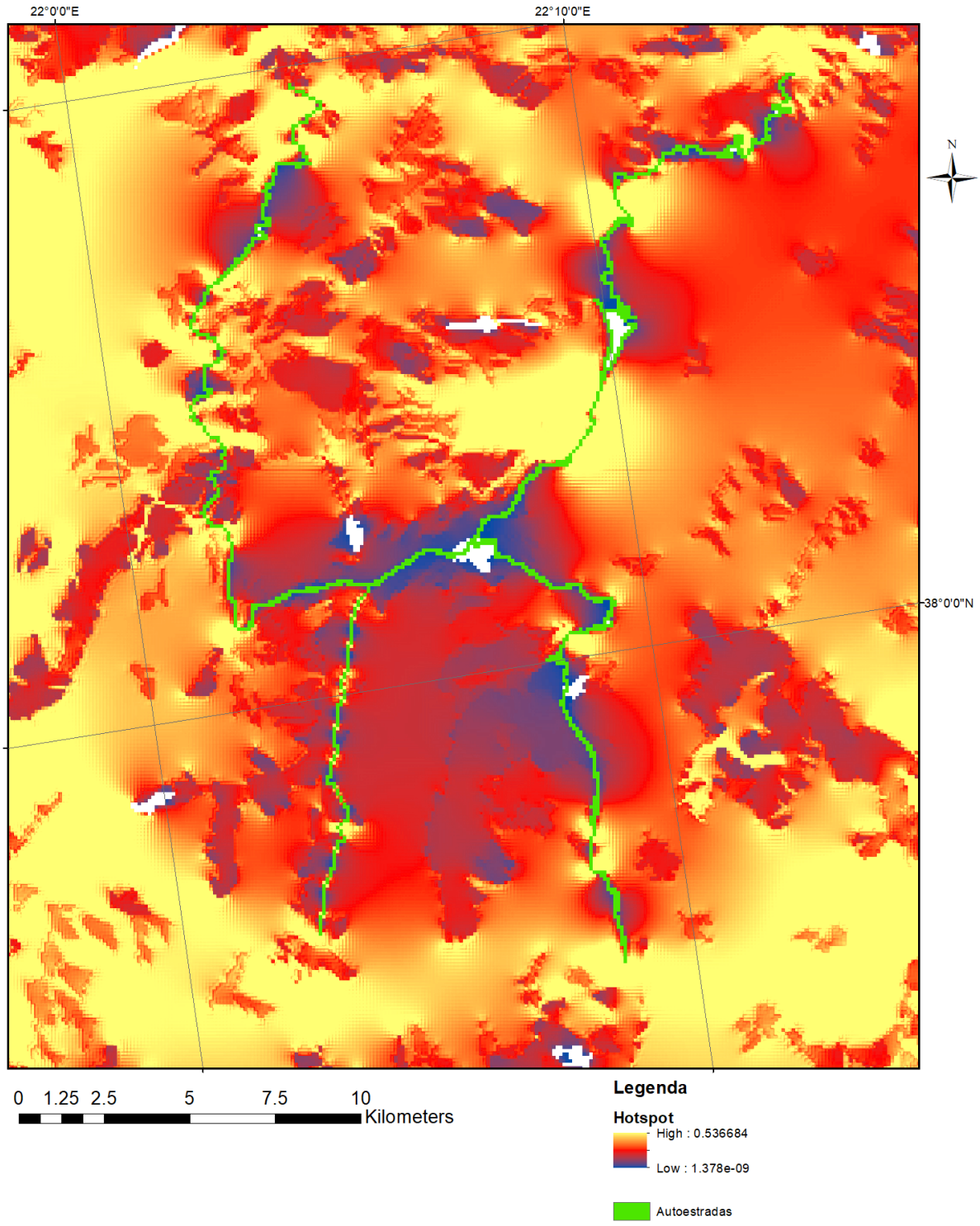


Figura 58 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (6d).

6d – A construção de uma autoestrada, nesse local do mapa, na região Norte do Peloponeso poderia provocar grande interferência na conectividade entre as populações de *Salamandra salamandra* na área de estudo, além de provocar grande aumento da taxa de mortalidade de atropelamento desses anfíbios. Isso ocorreria, pois, essa autoestrada hipotética estaria localizada em uma das áreas núcleos de importância de dispersão da espécie *Salamandra salamandra* na região do Peloponeso (Ver Figura 58).

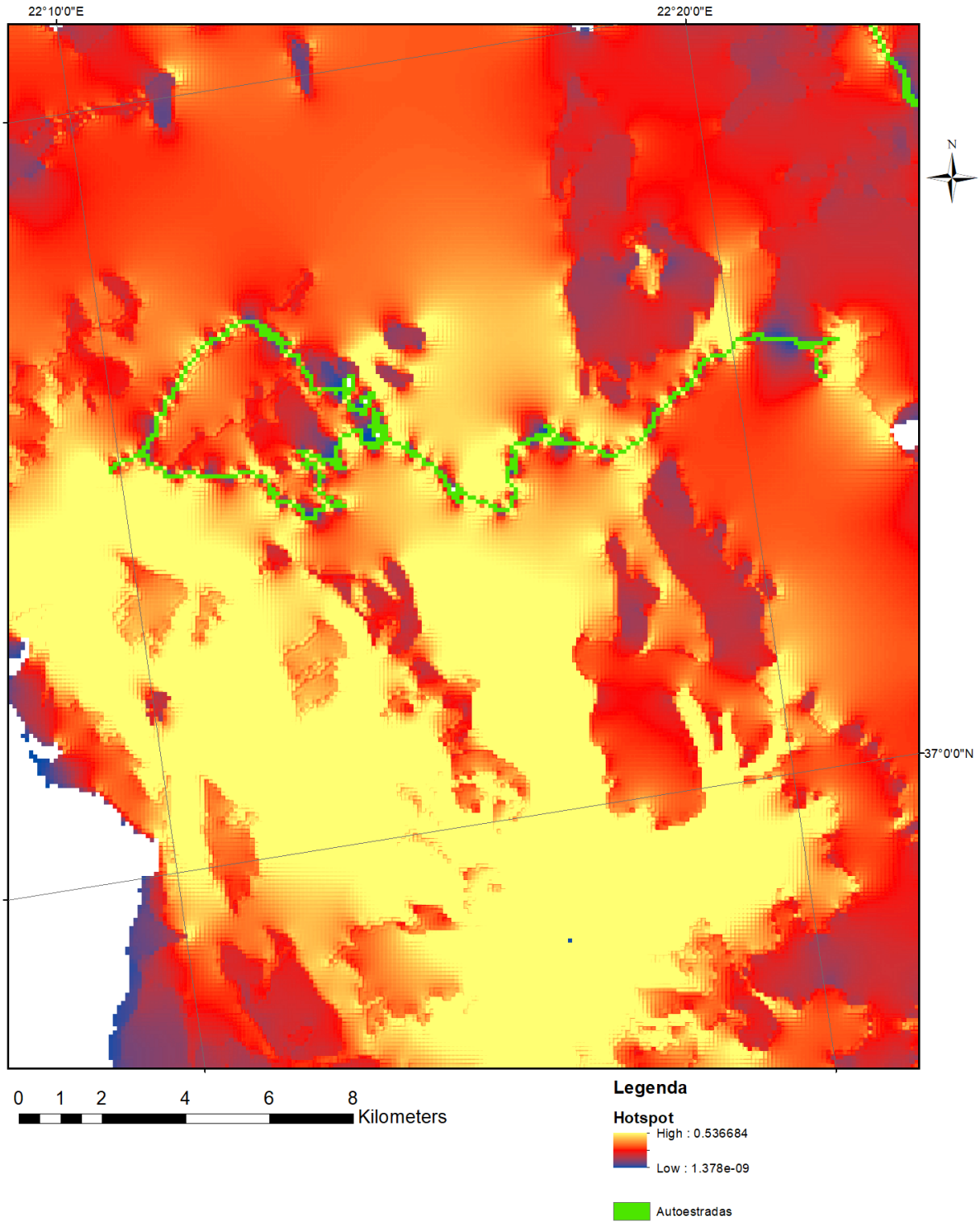


Figura 59 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (6e).

6e - A construção de uma autoestrada na região Sudoeste, principalmente nessa escolhida por esse estudo, provocaria grande impacto, tanto na diminuição da conectividade das populações de *Salamandra salamandra*, quanto no grande aumento da taxa de mortalidade de atropelamento desses anfíbios. Isso ocorreria, pois, essa autoestrada hipotética estaria localizada no limite de uma das áreas núcleos de importância de dispersão da espécie *Salamandra salamandra* na região do Peloponeso (ver Figura 59).

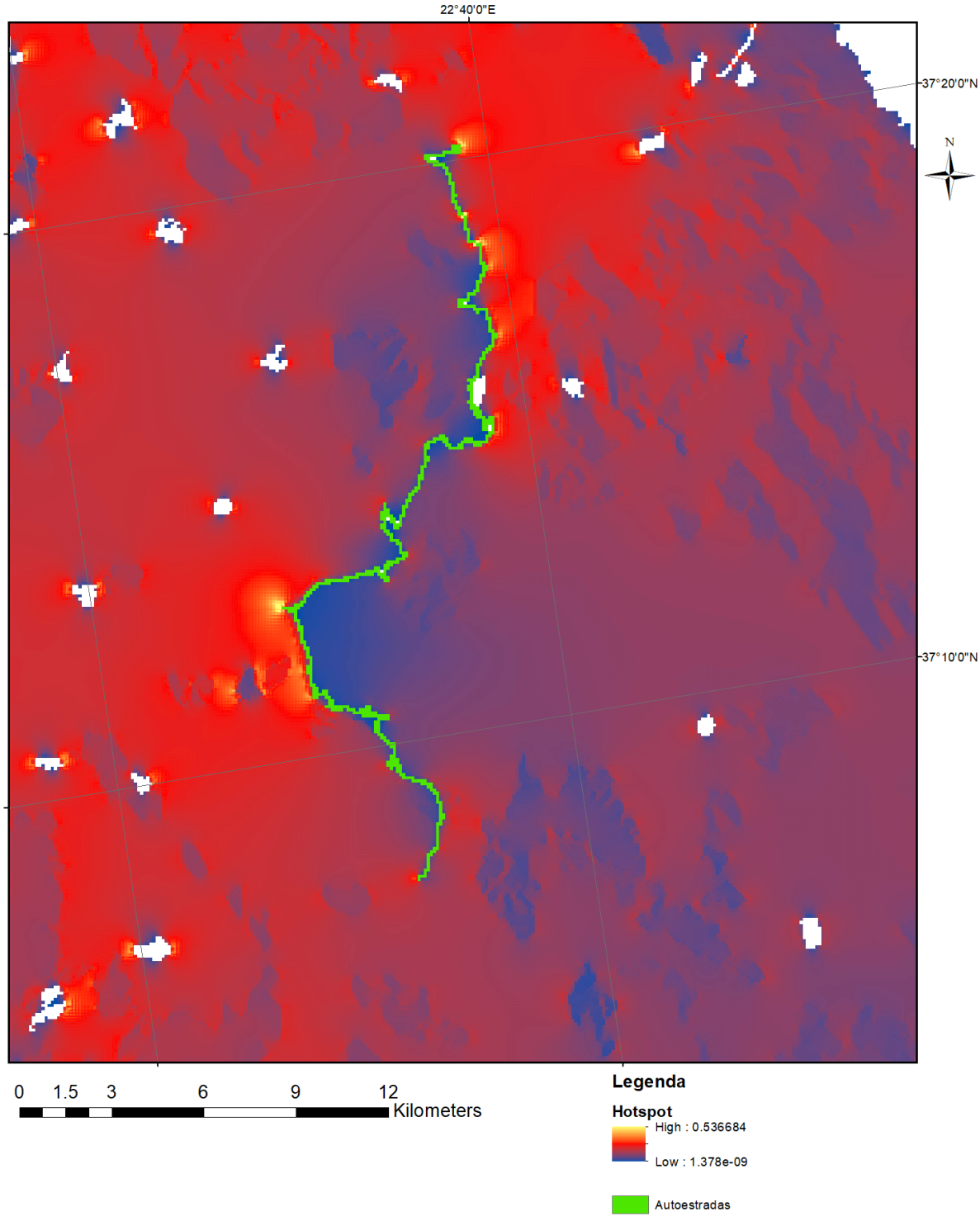


Figura 60 – Hotspots para medidas mitigadoras de preservação da *Salamandra salamandra* nas autoestradas adicionadas do Peloponeso (6f).

6f – A construção de uma autoestrada, nesse local do mapa, na região Sudeste do Peloponeso poderia provocar uma interferência média na diminuição da conectividade das populações da *Salamandra salamandra*. Isso porque essa autoestrada estaria contida numa região identificada com de fluxo intermediário de corrente. Entretanto, algumas áreas dessa autoestrada criariam grande barreira entre populações dessa espécie, como pode ser visto no mapa a formação de áreas com muito baixo fluxo de corrente próximo a autoestrada, por isso a importância de implantação de mecanismos de travessia de fauna nesses trechos de rodovia (ver Figura 60).